Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Béluga
Delphinapterus leucas

Population de l'estuaire du Saint-Laurent

au Canada

EN VOIE DE DISPARITION
2014

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada

COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2014. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le béluga (*Delphinapterus leucas*), population de l'estuaire du Saint-Laurent, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiv + 73 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. 2004. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le béluga (*Delphinapterus leucas*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. x + 77 p. (www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm).

PIPPARD, L. 1983. COSEWIC status report on the beluga whale *Delphinapterus leucas* (St. Lawrence River population) in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 46 p.

FINLEY, K.J., J.P. HICKIE ET R.A. DAVIS. 1985. COSEWIC status report on the beluga whale *Delphinapterus leucas* (Beaufort Sea/Arctic Ocean population) in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 24 p.

REEVES, R.R., et E. MITCHELL. 1988. COSEWIC status report on the beluga whale *Delphinapterus leucas* (Eastern Hudson Bay population) in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 60 p.

REEVES, R.R., et E. MITCHELL. 1988. COSEWIC status report on the beluga whale *Delphinapterus leucas* (Ungava Bay population) in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 60 p.

RICHARD, P.R. 1990. COSEWIC status report on the beluga whale *Delphinapterus leucas* (Southeast Baffin Island/Cumberland Sound population) in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 29 p.

DOIDGE, D.W., et K.J. FINLEY. 1992. COSEWIC status report on the beluga whale *Delphinapterus leucas* (Eastern High Arctic/Baffin Bay population) in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 45 p.

RICHARD, P. 1993. COSEWIC status report on the beluga whale *Delphinapterus leucas* (Western Hudson Bay population) in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 27 p.

LESAGE, V., et M.C.S. KINGSLEY. 1997. Update COSEWIC status report on the beluga whale *Delphinapterus leucas* (St. Lawrence River population) in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 31 p.

Note de production :
Le COSEPAC remercie Véronique Lesage et Katherine Gavrilchuk d'avoir rédigé le rapport de situation sur le béluga (*Delphinapterus leucas*), population de l'estuaire du Saint-Laurent, au Canada, avec le soutien financier de Pêches et Océans Canada. Le COSEPAC remercie aussi Randall R. Reeves d'avoir révisé le rapport. La supervision et la révision du rapport ont été assurées par David Lee, coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères marins du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-938-4125
Téléc. : 819-938-3984
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www.cosepac.gc.ca

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Beluga *Delphinapterus leucas*, St. Lawrence Estuary population, in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Béluga —

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2014.
N° de catalogue CW69-14/703-2015F-PDF
ISBN 978-0-660-21830-4

COSEPAC
Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – novembre 2014

Nom commun
Béluga - Population de l'estuaire du Saint-Laurent

Nom scientifique
Delphinapterus leucas

Statut
En voie de disparition

Justification de la désignation
Cette population, endémique au Canada, se trouve à la limite sud de l'aire de répartition de l'espèce, et est isolée des autres populations d'un point de vue géographique et reproductif. Cette population de l'espèce longévive, à reproduction lente, a été gravement réduite par la chasse qui s'est poursuivie jusqu'en 1979. Depuis le début des relevés de suivi des populations dans les années 1980, la taille de la population totale s'est maintenue autour de 1000 individus, soit moins de 20% de la taille de la population à la fin des années 1800 ou au début des années 1900. Les principales menaces pesant actuellement sur cette population incluent les pathogènes, la prolifération d'algues toxiques, la pollution, la perturbation causée par le bruit et d'autres intrusions et perturbations anthropiques. Les impacts de ces menaces sont probablement amplifiés par le faible nombre d'individus matures qui restent au sein de la population. Depuis le milieu des années 2000, la population montre des signes d'importants changements démographiques incluant un taux de mortalité accru chez les nouveau-nés et une diminution de la proportion des jeunes individus dans la population. Ces tendances démographiques, ainsi que la dégradation passée et en cours de l'habitat, et l'augmentation prévue des menaces, semblent indiquer que la situation de cette population s'est détériorée et que cette dernière fait face à un risque considérablement plus élevé que lorsqu'elle a été évaluée précédemment par le COSEPAC en 2004.

Répartition
Québec, Océan Atlantique

Historique du statut
Espèce désignée « en voie de disparition » en avril 1983. Réexamen et confirmation du statut en avril 1997. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en mai 2004. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « en voie de disparition » en novembre 2014.

COSEPAC
Résumé

Béluga
Delphinapterus leucas

Population de l'estuaire du Saint-Laurent

Description et importance de l'espèce sauvage

Le béluga (*Delphinapterus leucas*) est un cétacé à dents de taille moyenne. Il est gris à la naissance et pâlit à mesure qu'il vieillit. Les adultes sont complètement blancs. Espèce principalement arctique, le béluga est le seul représentant de son genre. La population de l'estuaire du Saint-Laurent (ESL) se trouve à la limite méridionale de l'aire de répartition mondiale de l'espèce.

Répartition

Au Canada, sept populations de bélugas sont traditionnellement reconnues, d'après les aires d'estivage disjointes et les différences génétiques : 1) ESL; 2) baie d'Ungava; 3) est de la baie d'Hudson; 4) ouest de la baie d'Hudson; 5) est du haut Arctique et baie de Baffin; 6) baie Cumberland; 7) est de la mer de Beaufort. Plusieurs populations de l'Arctique se mélangent durant les migrations printanières et automnales, et partagent des aires d'hivernage.

L'été, le béluga de l'ESL se rencontre dans l'estuaire et, l'automne et l'hiver, il se déplace vers l'est, dans le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent. L'aire d'hivernage du béluga de l'ESL ne chevauche celle d'aucune population arctique.

Habitat

La période et l'étendue des déplacements saisonniers sont probablement influencées surtout par la couverture de glace, la disponibilité de la nourriture et le risque de prédation. Le printemps est une importante période d'alimentation.

Une ségrégation spatiale en fonction du sexe et de l'âge est observée, du moins durant l'été. Les femelles accompagnées de veaux (ou baleineaux) et de juvéniles se rassemblent principalement dans les eaux peu profondes, chaudes, peu salines et plus troubles de l'estuaire moyen. Les mâles adultes se concentrent plutôt dans les eaux profondes, froides et salines de la portion nord de l'estuaire maritime.

Le fait de se rassembler dans les estuaires est typique de l'espèce. Les cétacés dépendent des milieux estuariens pour s'alimenter, mettre bas et allaiter, muer et éviter les prédateurs. La portion sud du chenal de l'estuaire moyen ressemble aux zones d'eaux relativement chaudes souvent associées aux concentrations de bélugas des autres régions.

La qualité de l'habitat s'est détériorée ces dernières décennies, principalement à cause du volume élevé du trafic maritime, du rejet chronique de diverses substances chimiques, des activités de pêche, des changements dans les conditions environnementales et des proliférations récurrentes d'algues toxiques.

Biologie

Le béluga vit en moyenne de 30 à 60 ans (certains individus peuvent vivre plus de 70 ans) et atteint la maturité sexuelle à 6 ou 7 ans. La plupart des conceptions ont lieu d'avril à juin. Les femelles donnent naissance à 1 petit tous les 3 ans en moyenne. Le taux de reproduction semble avoir changé récemment, affichant une baisse de la proportion d'individus immatures. D'autres changements démographiques importants ont été notés depuis la fin des années 1990.

Le béluga est très fidèle à ses aires d'estivage et estuaires, ce qui le rend vulnérable aux menaces anthropiques propres à chaque site. Il occupe un niveau trophique relativement élevé et se nourrit de divers poissons et invertébrés.

Taille et tendances de la population

La chasse intensive a décimé la population de bélugas de l'ESL : à la fin du XIX^{e} siècle, on comptait probablement de 5 000 à 10 000 individus; or, il en restait approximativement 1 000 dans les années 1980, époque où la surveillance régulière a commencé. L'effectif est resté stable ou a légèrement augmenté après la mise en œuvre de la protection de la population contre la chasse mais, au début du XXI^{e} siècle, il s'est mis à baisser lentement pour atteindre une taille totale estimée à 889 (IC à 95 % : 672-1167) en 2012. Un modèle a estimé un déclin de la population totale de 12,6 % sur 10 ans, de 2002 à 2012. On ne comprend pas les causes de ce déclin. Selon le modèle démographique, il y avait 2 293 individus matures en 1934 (3 générations de 26 ans chacune), et 3 168, en 1922 (3 générations de 30 ans chacune). Cela donne à penser qu'il y a eu un déclin de 75 à 82 % du nombre d'individus matures au cours des 3 dernières générations (78-90 ans), l'estimation établie par le modèle étant de 583 individus matures en 2012.

Menaces et facteurs limitatifs

Le béluga de l'ESL vit en aval d'une région densément peuplée et très industrialisée de l'Amérique du Nord. La contamination chimique et biologique, et la perte et la perturbation de l'habitat sont des menaces permanentes. Les déversements de substances toxiques, les proliférations d'algues nocives et les épizooties peuvent mener à un grand nombre de morts sur de courtes échelles de temps (jours ou semaines).

La population de bélugas de l'ESL vit dans un milieu beaucoup plus tempéré que celles de l'Arctique. À mesure que le climat change, des températures élevées et une couverture de glace réduite peuvent perturber indirectement les animaux de plusieurs façons (p. ex. diminution du nombre d'abris lors des tempêtes hivernales, altération de la structure de l'écosystème menant à une hausse de la compétition interspécifique, arrivée de nouveaux pathogènes et augmentation de l'exposition aux activités humaines en croissance).

Protection, statuts et classements

La population de bélugas de l'ESL est protégée contre la chasse aux termes du *Règlement sur les mammifères marins* pris en application de la *Loi sur les pêches* depuis 1979. Le COSEPAC a évalué la population en 1983 et l'a désignée « en voie de disparition » en raison du déclin du nombre d'individus causé par la surchasse. Il a reconnu de nouveau ce statut en 1996. En 2004, le COSEPAC a désigné l'UD « espèce menacée » et l'a inscrite comme telle à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* du Canada en mai 2005. Au Québec, la population figure aussi en tant qu'« espèce menacée » dans la *Loi sur les espèces menacées et vulnérables* du Québec (RLRQ, c E-12.01) depuis mars 2000. Plus récemment, en 2014, le COSEPAC a évalué de nouveau le statut des bélugas de l'ESL et l'a coté « en voie de disparition ». À l'échelle mondiale, le béluga (au niveau spécifique) figure sur la liste rouge en tant qu'« espèce quasi menacée ». La cote de conservation générale de l'espèce au Canada est « en sécurité » selon le rapport *Espèces sauvages* et NatureServe. La population de bélugas de l'ESL a la cote « gravement en péril » de NatureServe, c'est-à-dire qu'elle est extrêmement susceptible de disparaître du territoire. Elle reçoit actuellement une protection spéciale contre le harcèlement conférée par la réglementation régissant les activités en mer dans le parc marin du Saguenay — Saint-Laurent, qui relève à la fois des gouvernements provincial et fédéral. La désignation définitive de l'habitat essentiel a été proposée en 2012 et correspond à la zone occupée l'été par les femelles accompagnées de veaux et de juvéniles. On attend toujours la protection juridique de l'habitat essentiel du béluga de l'ESL aux termes de la LEP.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Delphinapterus leucas

Béluga **Beluga** Whale

Population de l'estuaire du Saint-Laurent St. Lawrence Estuary Population

Répartition au Canada : Québec, océan Atlantique (estuaire et nord-ouest du golfe du Saint-Laurent)

Données démographiques

Durée d'une génération (généralement, âge moyen des parents dans la population; indiquer si une méthode d'estimation de la durée d'une génération autre que celle qui est présentée dans les lignes directrices de l'UICN [2008] est utilisée). D'après l'hypothèse fondée sur 1 groupe de couches de croissance dans la dentine par année (Stewart et al., 2006).	26-30 ans
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures? Il y a un déclin continu inféré et prévu du nombre total d'individus matures.	Oui
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [cinq ans ou deux générations] (52-60 ans).	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations] (78-90 ans). D'après un modèle démographique intégrant notamment des données sur les captures de bélugas de 1913 à 1960, le nombre d'individus matures était de 2 293 en 1934 (3 générations de 26 ans chacune = 78 ans) et de 3 168 en 1922 (3 générations de 30 ans chacune = 90 ans). En se basant sur les estimations du modèle, si l'on présume qu'il y avait 580 individus matures en 2012, la réduction était de 75 à 82 % au cours des 3 dernières générations (78-90 ans).	75-82 %
Pourcentage [prévu ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix prochaines années ou trois prochaines générations] (78-90 ans). Un déclin est prévu compte tenu du taux de mortalité élevé chez les nouveau-nés récemment consigné. L'analyse du calculateur des menaces a produit un impact global des menaces de « moyen » à « très élevé ». Le qualificatif « très élevé » signifie que la population pourrait subir une réduction de 50 à 100 % (médiane de 75 %) au cours des 10 prochaines années.	Inconnu

Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [dix ans ou trois générations] commençant dans le passé et se terminant dans le futur. D'après un modèle démographique intégrant notamment des données sur les captures de bélugas de 1913 à 1960, le nombre d'individus matures était de 1 440 en 1937 (3 générations de 26 ans chacune) et de 2 163 en 1925 (3 générations de 30 ans chacune). Si l'on présume qu'il y avait 583 individus matures en 2012 et qu'une réduction devrait survenir, alors on peut inférer une réduction du nombre d'individus matures de 60 à 82 % au cours d'une période de 3 générations (78-90 ans) commençant dans le passé et se terminant dans le futur.	60-82 %
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé? Certaines causes importantes sont comprises, mais pas toutes. Certaines n'ont apparemment pas cessé et pourraient ne pas être réversibles; plusieurs menaces persistent; des menaces nouvelles et émergentes sont décrites.	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence Tirée de COSEPAC (2004)	~ 36 000 km²
Indice de zone d'occupation (IZO; valeurs d'une grille à carrés de 2 km de côté) IZO : 20 628 km² IZO en été : 5 664 km² Habitat essentiel d'été : 3 216 km²	Habitat essentiel d'été : 3 216 km²
La population totale est-elle gravement fragmentée?	Non
Nombre de localités	1
Y a-t-il un déclin continu observé de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il un déclin continu observé de l'indice de zone d'occupation? (La zone d'occupation actuelle représente 65 % de la zone d'occupation historique; voir la figure 4.)	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de populations?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités?	Non

Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat? Dégradation de l'habitat due aux projets sur le littoral (p. ex. infrastructures portuaires, aménagements hydroélectriques) Contaminants de sources locales et éloignées Bruit artificiel (p. ex. trafic maritime, construction sous-marine)	Oui
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures

Population	**Nombre d'individus matures**
Population de l'estuaire du Saint-Laurent totale : 583 correspond au nombre d'individus matures en 2012, ce qui représente 66 % de la population totale d'après le modèle démographique bayésien.	583 (IC à 95 % : 444-770)

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou 10 % sur 100 ans].	Analyse non réalisée

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

Existantes :

La perte et la dégradation de l'habitat perturbent la population de bélugas à la fois directement et indirectement. Les bélugas de l'estuaire du Saint-Laurent sont également menacés par la contamination chimique et biologique, le bruit artificiel et les perturbations anthropiques, la variabilité du climat et ses effets sur la disponibilité de la nourriture, la consanguinité, la compétition avec les pêches commerciales pour les ressources, l'enchevêtrement dans les engins de pêche, les collisions avec les petits bateaux, les proliférations d'algues nocives (sporadiquement), les infections et les maladies parasitaires, et la contamination chronique par des substances toxiques introduites par le trafic maritime intense.

Imminentes :

Perte et dégradation de l'habitat essentiel dues aux projets d'aménagement côtier et au trafic maritime accru.

Les épizooties sont une menace ou un facteur limitatif présumé.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur

Le statut des autres unités désignables (UD) de l'Est canadien varie de « espèce en voie de disparition » à « espèce préoccupante ». L'espèce figure sur la liste rouge de l'UICN en tant qu'espèce « quasi menacée ».

Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible? *Selon les analyses génétiques, il n'y a aucun mélange entre les bélugas de la présente UD et ceux des autres UD canadiennes.*	Peu probable
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Inconnu
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants dans l'estuaire du Saint-Laurent? *Le déclin actuel pourrait être associé à une baisse qualitative ou quantitative de l'habitat disponible.*	Inconnu
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle?	Non

Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate?	Non

Historique du statut

COSEPAC : Espèce désignée « en voie de disparition » en avril 1983. Réexamen et confirmation du statut en avril 1997. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en mai 2004. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « en voie de disparition » en novembre 2014.

Statut et justification de la désignation

Statut	**Code alphanumérique**
Espèce en voie de disparition	A2abce+4abce; C2a(ii)

Justification de la désignation

Cette population, endémique au Canada, se trouve à la limite sud de l'aire de répartition de l'espèce, et est isolée des autres populations d'un point de vue géographique et reproductif. Cette population de l'espèce longévive, à reproduction lente, a été gravement réduite par la chasse qui s'est poursuivie jusqu'en 1979. Depuis le début des relevés de suivi des populations dans les années 1980, la taille de la population totale s'est maintenue autour de 1000 individus, soit moins de 20 % de la taille de la population à la fin des années 1800 ou au début des années 1900. Les principales menaces pesant actuellement sur cette population incluent les pathogènes, la prolifération d'algues toxiques, la pollution, la perturbation causée par le bruit et d'autres intrusions et perturbations anthropiques. Les impacts de ces menaces sont probablement amplifiés par le faible nombre d'individus matures qui restent au sein de la population. Depuis le milieu des années 2000, la population montre des signes d'importants changements démographiques incluant un taux de mortalité accru chez les nouveau-nés et une diminution de la proportion des jeunes individus dans la population. Ces tendances démographiques, ainsi que la dégradation passée et en cours de l'habitat, et l'augmentation prévue des menaces, semblent indiquer que la situation de cette population s'est détériorée et que cette dernière fait face à un risque considérablement plus élevé que lorsqu'elle a été évaluée précédemment par le COSEPAC en 2004.

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition », A2abce, compte tenu du taux de déclin du nombre d'individus matures de 75 ou de 82 % au cours des 3 dernières générations (soit 78 ou 90 ans, respectivement), taux estimé à partir de l'observation directe de la disparition des bélugas d'une portion anciennement importante de leur habitat (bancs de la Manicouagan [sous-critère a]; de la comparaison de l'indice d'abondance historique et de l'indice d'abondance actuel dérivée du modèle bayésien [sous-critère b]; de la réduction observée de l'IZO et de la qualité de l'habitat [sous-critère c]; de la présence d'effets d'agents pathogènes et de polluants [sous-critère e]). Les causes de la réduction n'ont peut-être pas cessé, sont comprises et pourraient ne pas être réversibles. Correspond aussi au critère A4abce.
Critère B (petite aire de répartition, et déclin ou fluctuation) : Sans objet. La superficie de la zone d'occurrence et de la zone d'occupation dépasse les seuils.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Correspond au critère « espèce en voie de disparition », C2a(ii), compte tenu du nombre d'individus matures (< 2 500). Le déclin continu du nombre d'individus matures est inféré d'après le nombre accru de baleineaux échoués sur les plages, le déclin observé de la proportion de jeunes dans la population et le déclin du recrutement subséquent prévu. De plus, tous les individus matures vivent dans une seule population. L'évaluation des menaces produit un impact global des menaces allant de « moyen » à « très élevé ». Le déclin potentiel peut donc s'élever jusqu'à 75 % de la population au cours des 10 prochaines années.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Correspond au critère « espèce menacée », D1, compte tenu du nombre estimé d'individus matures (583; IC à 95 % = 444-770).
Critère E (analyse quantitative) : Aucune analyse réalisée.

PRÉFACE

Le COSEPAC a évalué les bélugas de l'estuaire du Saint-Laurent (ESL) et a désigné cette population « menacée » en 2004. À l'époque, l'effectif estimé (ajusté pour tenir compte des biais) révélait une population plus grande qu'on ne le croyait précédemment (Kingsley, 2002). Dans un programme de rétablissement mis à jour, publié en 2012, on y désigne l'habitat essentiel de la population de l'ESL, décrit les menaces les plus graves pesant sur cette dernière et présente un calendrier des mesures d'atténuation à prendre pour atteindre les objectifs en matière de population et de répartition (DFO, 2012).

Malgré la mise en œuvre de plusieurs programmes visant à protéger l'habitat et à réduire les impacts anthropiques dans l'aire de répartition principale, la population de bélugas de l'ESL n'a pas augmenté depuis la dernière évaluation (DFO, 2014a). En fait, de récentes analyses indiquent que la population a même diminué au cours des dix dernières années. De plus, les indices vitaux et la structure d'âge ont changé. La population semble être passée d'une période relativement stable à une période instable caractérisée par un changement apparent du cycle de reproduction (de trois à deux ans), par une augmentation de la variabilité du taux de mortalité des nouveau-nés et du taux de gestation, et par un déclin de la proportion d'individus immatures et de nouveau-nés au sein de la population.

Les changements décrits de la dynamique de la population et des caractéristiques démographiques sont survenus pendant une période de conditions environnementales changeantes dans le golfe du Saint-Laurent, qui coïncide avec l'observation de concentrations élevées de certains contaminants dans les tissus des bélugas, l'exposition chronique et accrue au bruit et aux activités récréatives, et la prolifération sporadique d'algues toxiques dans l'ESL.

Les connaissances scientifiques sur le béluga ont considérablement évolué depuis la dernière évaluation du COSEPAC. Précédemment, le consensus scientifique voulait que le béluga soit un représentant exceptionnel des odontocètes (cétacés à dents) en raison de la formation annuelle de 2 couches de croissance dans la dentine des dents, plutôt que d'une seule couche. Ces couches (appelées « groupes de couches de croissance », ou « GCC »; Perrin et Myrick, 1980) servent à estimer l'âge, et leur interprétation influe grandement sur les estimations des paramètres du cycle vital, notamment la durée d'une génération. Après une période de controverse (voir par exemple Sergeant, 1959; Brodie, 1969; Goren *et al.*, 1987; Brodie *et al.*, 1990, 2013; Heide-Jørgensen *et al.*, 1994; Stewart *et al.*, 2006; Lockyer *et al.*, 2007), il est maintenant généralement reconnu qu'un seul GCC se forme annuellement (NAMMCO, 2012). Ce constat a pour effet de doubler la durée d'une génération, laquelle passe de 13-15 ans (moyenne de 14 ans; COSEWIC, 2004) à 26-30 ans (présent rapport).

Le Sous-comité de spécialistes des mammifères marins a demandé la rédaction d'un rapport distinct sur les unités désignables (UD) du béluga, mais la version définitive de ce rapport n'est pas attendue avant l'automne 2015 (possiblement plus tard), après quoi l'espèce (toutes ses UD) sera réévaluée dans l'ensemble du Canada. Toutefois, un rapport de situation non sollicité sur l'UD de l'ESL a été reçu en mai 2014, ce qui a mené le Sous-comité à procéder à la réévaluation de cette UD en 2014.

HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS (2014)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.

Environnement Canada | Environment Canada
Service canadien de la faune | Canadian Wildlife Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Béluga
Delphinapterus leucas

Population de l'estuaire du Saint-Laurent

au Canada

2014

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE 6
Nom et classification 6
Description morphologique 6
Structure spatiale et variabilité des populations 7
Unités désignables 8
Importance de l'espèce 10
RÉPARTITION 11
Aire de répartition mondiale 11
Aire de répartition canadienne 11
Zone d'occurrence et zone d'occupation 14
Activités de recherche 15
HABITAT 16
Besoins en matière d'habitat 16
Tendances en matière d'habitat 19
BIOLOGIE 22
Cycle vital, paramètres démographiques et reproduction 23
Physiologie et adaptabilité 29
Déplacements et dispersion 30
Interactions interspécifiques 32
TAILLE ET TENDANCES DE LA POPULATION 33
Activités et méthodes d'échantillonnage 33
Abondance 36
Fluctuations et tendances 36
Immigration de source externe 39
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS 39
Intrusions et perturbations humaines 41
Modifications des systèmes naturels 42
Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques 42
Pollution 44
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents 46
Développement commercial, et corridors de transport et de service 47
Autres facteurs 47
Nombre de localités 48
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS 48
Statuts et protection juridiques 48

Statuts et classements non juridiques 49
Protection et propriété de l'habitat 50
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS 51
SOURCES D'INFORMATION 51
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTRICES DU RAPPORT 73

Liste des figures

Figure 1. Illustration d'un béluga (*Delphinapterus leucas*) de G. Kuehl. 6
Figure 2. Emplacement géographique des populations canadiennes de bélugas : 1) population de l'estuaire du Saint-Laurent (ESL); 2) population de la baie d'Ungava; 3) population de l'est de la baie d'Hudson; 4) population de l'ouest de la baie d'Hudson; 5) population de l'est du haut Arctique et de la baie de Baffin; 6) population de la baie Cumberland; 7) population de l'est de la mer de Beaufort (figure tirée de DFO, 2012, qui a été adaptée à partir de COSEWIC, 2004). 7
Figure 3. Aire de répartition mondiale du béluga (*Delphinapterus leucas*). L'espèce fréquente les eaux de l'Alaska, du Canada, du Groenland, de la Norvège et de la Russie (figure tirée de DFO, 2012, adaptée de Reeves, 1990). 12
Figure 4. Zones d'occupation historique (années 1930) et actuelle (totale et d'été) de la population de bélugas de l'ESL (figure tirée de Mosnier *et al.*, 2010)..... 13
Figure 5. Habitat essentiel de la population de bélugas de l'ESL (polygone rouge). Les 19 points géographiques délimitant l'habitat essentiel sont décrits dans l'encadré à droite. L'habitat essentiel s'étend de Battures-aux-Loups-Marins à un point juste au nord de Saint-Simon, et comprend le cours inférieur de la rivière Saguenay. Médaillon : emplacement du secteur sur une carte du Québec (figure tirée de DFO, 2012). 14
Figure 6. Lieux de rassemblement dans l'aire d'estivage des bélugas l'ESL documentés par trois études menées à des intervalles d'environ une décennie (à gauche), et proportion de la population incluse dans ces lieux de rassemblement (à droite) (figure tirée de Mosnier et Gosselin, données inédites). 18
Figure 7. Volume du trafic des navires commerciaux (estimation exprimée en tant que somme des longueurs des trajets en mètres, sur une unité de surface en mètres cubes) dans l'ESL, d'après les données de suivi du SIA, et zones où vivent 50 % des bélugas de l'ESL occupant l'habitat essentiel (figure adaptée de Lesage *et al.*, 2014b). 20

Figure 8. Anomalies à long terme des conditions physiques et biologiques potentiellement importantes pour l'habitat des bélugas de l'ESL de 1971 à 2012. Les barres empilées représentent les anomalies annuelles des paramètres physiques (température à la surface, indice de glace) et des sources de nourriture possibles (hareng du printemps dans 4T, grands poissons démersaux dans 4T). La ligne noire marque les périodes de changement de régime. Il est à noter que la série chronologique de la biomasse de hareng dans 4T commence en 1978 et que le signe de l'anomalie de température a été changé pour tenir compte de l'effet négatif potentiel sur les bélugas (figure tirée de Plourde *et al.*, 2014). 22

Figure 9. Nombre total (cercles vides) de carcasses de nouveau-nés (< 1 an) (cercles pleins) chez les bélugas de l'ESL rapporté annuellement dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent de 1983 à 2012. Les lignes horizontales tiretées correspondent à la médiane de chaque série chronologique (Lesage *et al.*, 2014b). 26

Figure 10. Proportion (courbe pleine et cercles vides) et nombre (courbe tiretée) d'individus matures (8 ans et plus) dans la population de bélugas de l'ESL de 1983 à 2012, estimée d'après le modèle de la dynamique de la population structurée par âge (figure tirée de Mosnier *et al.*, 2014). 28

Figure 11. Zone d'occurrence saisonnière actuelle de la population de bélugas de l'ESL (figure tirée de Mosnier *et al.*, 2010). 31

Figure 12. Exemple de plan de relevé photographique visant à estimer l'effectif des bélugas de l'ESL qui montre les 57 transects, chacun séparé par 2 milles marins, survolés en août 2009. Les relevés réalisés depuis 1988 suivent à peu près le même plan, avec quelques variations légères quant au nombre de transects. Les transects en ligne des relevés visuels ont été survolés suivant le même plan systématique, mais ils étaient espacés par 4 milles marins (figure tirée de Gosselin *et al.*, 2014). 34

Figure 13. Trajectoire démographique des bélugas de l'ESL de 1912 à 2012 telle qu'elle est prévue par le modèle de la dynamique de la population structurée par âge. Les valeurs médianes (cercles noirs vides) sont présentées avec leurs intervalles de confiance à 50 et à 95 % (lignes bleues et rouges respectivement). Le médaillon montre la période 1983–2012 et compare les estimations de la taille de la population (± écart-type) calculées à partir des relevés photographiques aériens (Gosselin *et al.* 2014) et les résultats du modèle (figure tirée de Mosnier *et al.*, 2014). 38

Liste des tableaux

Tableau 1. Effectif des bélugas dans l'ESL estimée à partir de relevés photographiques aériens (n = 8) et de relevés visuels le long de transects en ligne (n = 28) menés de 1988 à 2009. Les indices d'abondance sont corrigés pour tenir compte des animaux non visibles à la surface (tableau tiré de DFO, 2014a). 35

Tableau 2. Principales causes de mortalité chez les bélugas de l'ESL de 1983 à 2012, classées par catégorie de diagnostic et groupe d'âge (tableau tiré de Lair *et al.*, 2014). 40

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Le béluga, *Delphinapterus leucas* (Pallas, 1776) (figure 1), tient son nom commun français du mot russe « belukha », qui signifie « blanc ». Le terme latin « *Delphinus* » et le terme grec ancien « *pteron* » signifient respectivement « dauphin » et « nageoire » (ou « aile »). Ainsi, « apteron » désigne l'absence d'une nageoire dorsale. Les autres noms vernaculaires souvent utilisés en français sont « marsouin blanc » et « baleine blanche ». En anglais, « beluga whale » est le nom commun officiel, mais on utilise aussi « white whale ». Le béluga est la seule espèce de son genre. Avec le narval (*Monodon monoceros*), il forme la famille des Monodontidés (Rice, 1998).

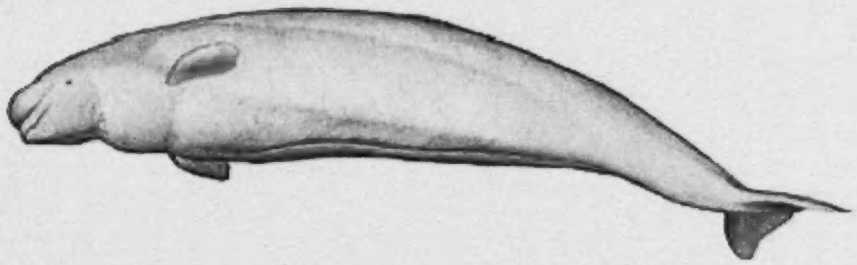


Figure 1. Illustration d'un béluga (*Delphinapterus leucas*) de G. Kuehl.

Description morphologique

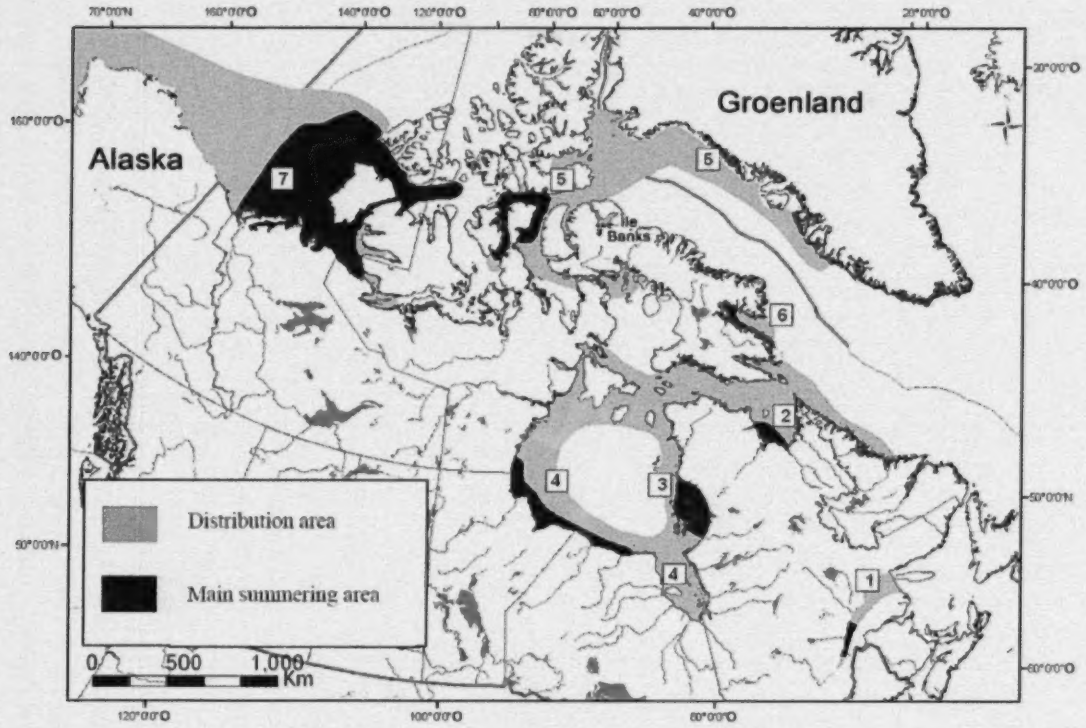
Le béluga est un odontocète (cétacé à dents) à la tête arrondie et aux nageoires pectorales larges. Il est dépourvu d'une nageoire dorsale. Il est le seul cétacé à avoir des vertèbres cervicales non soudées, caractéristique à l'origine de la grande souplesse du cou et de la tête (Stewart et Stewart, 1989).

Les nouveau-nés, appelés « veaux » ou « baleineaux », sont gris foncé ou bruns, et leur couleur pâlit à mesure qu'ils vieillissent. La transition vers la coloration uniformément blanche a lieu à 10-20 ans, estimation fondée sur le dépôt d'un groupe de couches de croissance (GCC) de dentine dans les dents (Stewart *et al.*, 2006). Cette transition ne coïncide pas toujours avec l'atteinte de la maturité sexuelle.

À la naissance, les baleineaux mesurent environ 1,5 m de longueur (48 % de la longueur de leur mère). La longueur des adultes varie de 2,6 à 4,5 m en fonction de la population, les femelles adultes faisant environ 80 % de la longueur des mâles adultes (révisé de Lesage *et al.*, 2014 b). Les bélugas de l'ESL sont de taille moyenne comparativement aux individus des autres populations canadiennes (Sergeant et Brodie, 1969) : les femelles adultes mesurent en moyenne 3,6 m, et les mâles adultes, 4,2 m. Les mâles atteignent cette longueur environ 5 ans plus tard que les femelles (Lesage *et al.*, 2014b).

Structure spatiale et variabilité des populations

Dans la dernière évaluation du COSEPAC en 2004, sept populations étaient reconnues en tant qu'unités désignables (UD) (figure 2) : 1) la population de l'estuaire du Saint-Laurent (ESL); 2) la population de la baie d'Ungava; 3) la population de l'est de la baie d'Hudson; 4) la population de l'ouest de la baie d'Hudson; 5) la population de l'est du haut Arctique et de la baie de Baffin; 6) la population de la baie Cumberland; 7) la population de l'est de la mer de Beaufort. Selon de récentes études, qui ne modifient toutefois pas les conclusions antérieures concernant les bélugas de l'ESL, la structure des populations pourrait être plus complexe qu'on ne le reconnaît actuellement (Richard, 2010; Postma *et al.*, 2012).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Distribution area = Aire de répartition
Main summering area = Aire d'estivage principale

Figure 2. Emplacement géographique des populations canadiennes de bélugas : 1) population de l'estuaire du Saint-Laurent (ESL); 2) population de la baie d'Ungava; 3) population de l'est de la baie d'Hudson; 4) population de l'ouest de la baie d'Hudson; 5) population de l'est du haut Arctique et de la baie de Baffin; 6) population de la baie Cumberland; 7) population de l'est de la mer de Beaufort (figure tirée de DFO, 2012, qui a été adaptée à partir de COSEWIC, 2004).

La structure spatiale des populations de bélugas au Canada est principalement définie en fonction des lieux de rassemblement en été, mais aussi en fonction de caractéristiques comportementales, morphométriques et génétiques (COSEWIC, 2004). La structure spatiale est également étudiée d'après les périodes de migration et les voies migratoires des bélugas suivis par satellite (Martin *et al.*, 1993; Smith *et al.*, 2007; Bailleul *et al.*, 2012), les connaissances traditionnelles obtenues auprès des Inuits (Hammill et Lesage, 2009; Lewis *et al.*, 2009), les teneurs en contaminants (Innes *et al.*, 2002b), et une combinaison de signatures isotopiques et d'éléments traces (Rioux *et al.*, 2012).

Des analyses de l'ADN mitochondrial (ADNmt) ont révélé deux assemblages géographiquement disjoints de bélugas en Amérique du Nord : l'un regroupant les populations de l'ESL et de l'est de la baie d'Hudson, et l'autre, le reste des populations estivantes (Brennin *et al.*, 1997; Brown Gladden *et al.*, 1997; Postma *et al.*, 2012). Si l'on tient compte des populations du Svalbard et de la Russie (O'Corry-Crowe *et al.*, 2010), les bélugas semblent avoir entrepris une recolonisation postglaciaire à partir de deux refuges différents, puis s'être isolés et quelque peu dispersés sur l'échelle temporelle de l'évolution.

Des études sur le comportement et la génétique moléculaire indiquent un haut degré de philopatrie vis-à-vis de leurs lieux de rassemblement d'été (Caron et Smith, 1990; Smith *et al.*, 1994; Colbeck *et al.*, 2013). Les aires de répartition d'automne, d'hiver et de printemps sont contiguës ou chevauchantes dans le cas de certaines des populations arctiques (Brown Gladden *et al.*, 1999a; de March *et al.*, 2002; de March et Postma, 2003; COSEWIC, 2004), mais rien n'indique que l'aire de répartition de la population de l'ESL chevauche de manière importante celle d'une autre population à une saison ou à une autre.

Unités désignables

Le rapport de situation précédent sur le béluga au Canada divisait l'espèce en sept UD (COSEWIC, 2004). Les preuves incitant à considérer la population de l'ESL comme distincte et importante dans l'évolution sont convaincantes. En outre, cette population vit dans un cadre écologique inhabituel, voire unique, pour l'espèce, et des adaptations locales sont probables, bien qu'elles ne soient pas définies avec certitude. La population de l'ESL se qualifie donc en tant qu'UD.

Des restes fossiles donnent à penser que les bélugas se sont établis dans le Saint-Laurent pendant la période de glaciation wisconsinienne, il y a quelque 10 000 ans (Harington, 1977, 2008). D'après des études de génétique moléculaire, les plus proches parents des bélugas de l'ESL sont ceux de l'est de la baie d'Hudson. Ces deux populations se sont isolées des autres sur l'échelle temporelle de l'évolution (Brennin *et al.*, 1997; Brown Gladden *et al.*, 1997; O'Corry-Crowe *et al.*, 2010; de March et Postma, 2003; Postma *et al.*, 2012). La population de l'ESL se distingue de toutes les autres populations canadiennes tant par les haplotypes de l'ADNmt que par les microsatellites (Brown Gladden *et al.*, 1997, 1999a; de March et Postma, 2003). Au Canada, les bélugas du Saint-Laurent forment la population la plus divergente sur le plan génétique, d'après des marqueurs nucléaires et mitochondriaux, les indices de différenciation nucléaire et mitochondriale moyens par paire (F_{ST}) étant respectivement de 0,083 et de 0,41 (de March et Postma, 2003). Deux des 3 haplotypes de l'ADNmt trouvés dans les bélugas de l'ESL sont propres à leur population (Brown Gladden *et al.*, 1997). Un très faible degré d'échange génétique est présumé suffisant pour faire augmenter la variabilité génétique en l'absence d'une forte sélection (Crow et Kimura, 1970). La faible diversité génétique nucléaire observée chez les bélugas de l'ESL est semblable à celle observée dans d'autres populations de mammifères insulaires isolées (de March et Postma, 2003; Patenaude *et al.*, 1994), et elle porte à croire que les contributions des populations voisines sont négligeables.

Les bélugas de l'ESL entreprennent des déplacements saisonniers, à l'instar des bélugas de la plupart des autres populations, mais l'étendue de ces déplacements semble se limiter au nord-ouest du golfe du Saint-Laurent (Mosnier *et al.*, 2010). L'aire de répartition en hiver des bélugas de l'est de la baie d'Hudson s'étend jusque dans la mer du Labrador, mais demeure à plusieurs centaines de kilomètres au nord du golfe du Saint-Laurent (Bailleul *et al.*, 2012). Un petit nombre de bélugas ont été observés le long de la rive nord du Saint-Laurent et de la côte sud du Labrador ainsi qu'au large de Terre-Neuve (Vladykov, 1944; Reeves et Katona, 1980; Reeves et Mitchell, 1984; Pippard, 1985 b; Sergeant, 1986; Michaud et Chadenet, 1990; Curren et Lien, 1998; Kingsley et Reeves, 1998; Benjamins et Ledwell, 2009). Toutefois, une immigration continue importante est considérée comme improbable étant donné l'appauvrissement des populations les plus proches dans la baie d'Ungava, la baie d'Hudson et l'ouest du Groenland (Smith et Hammill, 1986; Reeves et Mitchell, 1989; Richard, 1991, 1993; Hammill *et al.*, 2009). La faible diversité génétique observée chez les bélugas de l'ESL donne à penser que l'immigration à partir de populations voisines est peu probable.

Une étude récente qui analyse la variation génétique à 13 loci microsatellites montre que le béluga entretient des associations avec de proches parents pendant la migration, comportement qui pourrait faciliter l'apprentissage des voies migratoires (Colbeck *et al.*, 2013). Ce « conservatisme culturel » pourrait cependant entraver la recolonisation des aires d'estivage disparues et limiter la dispersion entre les stocks qui empruntent des voies migratoires différentes (Colbeck *et al.*, 2013). Les preuves de ce scénario proviennent, entre autres, de la rivière Mucalic (baie d'Ungava), de la Grande rivière de la Baleine et de la rivière Nowliapik (est de la baie d'Hudson), et probablement des bancs de la Manicouagan, que les bélugas semblent avoir abandonnés dans la foulée de la chasse intensive et du développement hydroélectrique sur les cours d'eau de la rive nord qui se déversent dans l'ESL (Sergeant et Brodie, 1975; Reeves et Mitchell, 1987; Sergeant et Hoek, 1988; Hammill *et al.*, 2004).

Les connaissances traditionnelles autochtones (CTA) sur le béluga de l'ESL sont limitées. Il existe quelques vestiges archéologiques évoquant la chasse au béluga par les Iroquois, et des chasseurs voyageant avec Jacques Cartier auraient affirmé avoir chassé des bélugas dans le fleuve (Tremblay, 1993). Les CTA semblent corroborer d'autres sources d'information selon lesquelles la population de bélugas de l'ESL se distingue des autres populations.

Importance de l'espèce

Seule espèce de son genre, le béluga est l'une des deux espèces formant la famille des Monodontidés, l'autre étant le narval. L'espèce se rencontre uniquement aux latitudes arctiques et subarctiques de l'hémisphère Nord (Stewart et Stewart, 1989). La population de bélugas de l'ESL vit à la limite méridionale de l'aire de répartition circumpolaire de l'espèce. Cette population et la population de l'inlet Cook, en Alaska, sont plus exposées que les autres aux agents de stress anthropiques chroniques tels que les contaminants chimiques et biologiques, le bruit, les toxines algales, et les maladies infectieuses et parasitaires (Martineau, 2012). Par conséquent, leur étude pourrait aider à mieux comprendre les effets des projets de développement maritime dans les régions arctiques moins perturbées (Fox, 2001).

La population de bélugas de l'ESL est importante du point de vue socioéconomique, principalement pour le tourisme d'observation des baleines, puisqu'elle est la seule population de l'espèce en Amérique du Nord qui est facilement accessible au public. Au Québec, le béluga de l'ESL et le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) sont les figures emblématiques de la conservation des espèces en péril, de la protection du Saint-Laurent et de la biodiversité. Les préoccupations entourant l'avenir des bélugas de l'ESL étaient un facteur déterminant qui a mené à l'établissement, en 1998, du parc marin du Saguenay-Saint-Laurent, cogéré par les gouvernements fédéral et provincial.

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

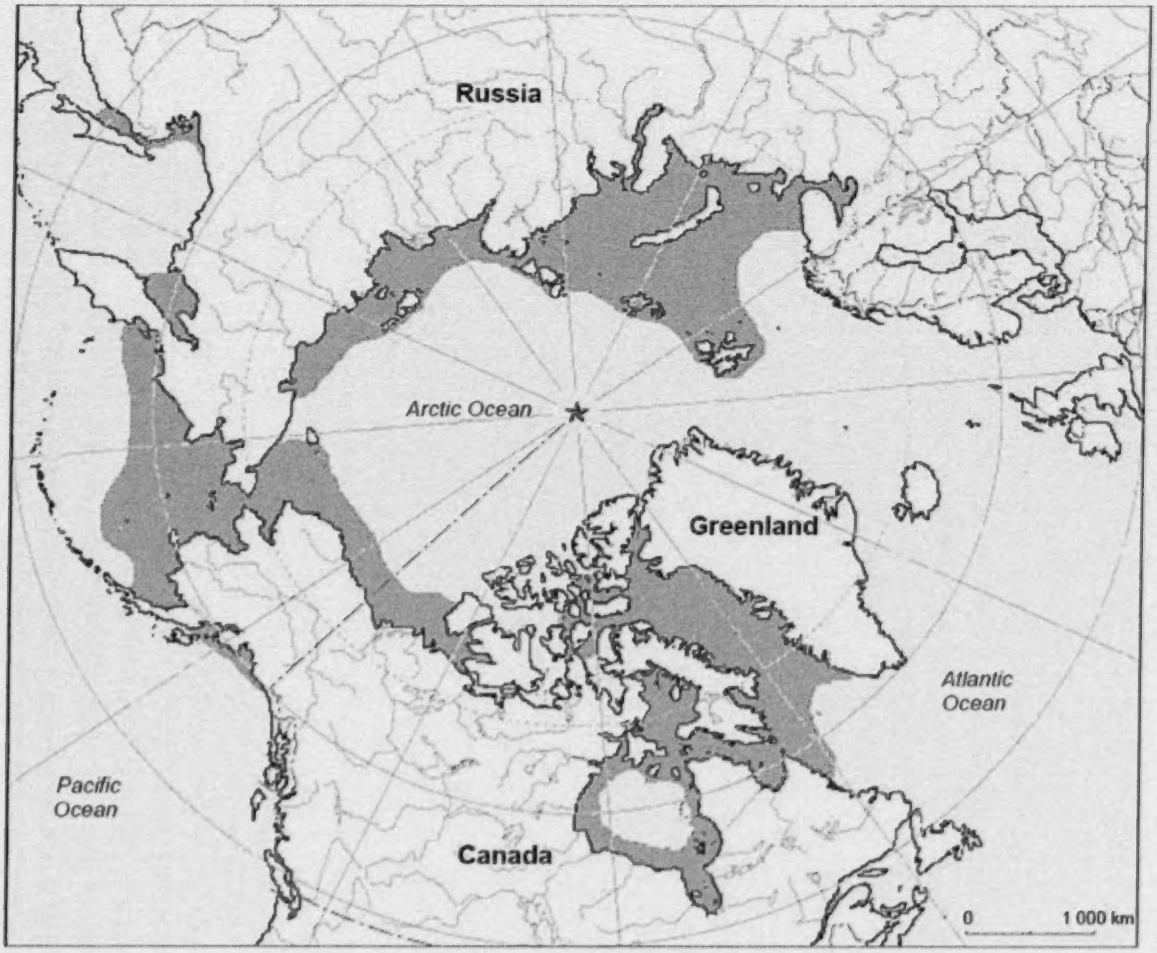
L'aire de répartition des bélugas est circumpolaire et discontinue, couvrant les eaux arctiques et subarctiques de l'Amérique du Nord et de l'Eurasie (figure 3) (Stewart et Stewart, 1989; Reeves, 1990). Elle s'étend jusqu'au sud du 60^{e} parallèle nord dans le Pacifique et jusqu'au 47^{e} parallèle nord dans l'Atlantique, englobant ainsi l'ESL (Sergeant, 1962; Ivashin et Mineev, 1981; Laidre *et al.*, 2000).

Le comité scientifique de la Commission baleinière internationale, ou International Whaling Commission (IWC), a divisé la population mondiale de bélugas en 29 stocks présumés, ou unités de gestion provisoires (IWC, 2000), qui renferment au total plus de 150 000 individus (Jefferson *et al.*, 2012). La taille de certaines des unités de gestion n'est pas connue. Plusieurs d'entre elles fréquentent des aires de répartition géographiques distinctes durant l'été, mais fréquentent les mêmes secteurs pendant les migrations printanières et automnales et partagent les mêmes aires d'hivernage.

Aire de répartition canadienne

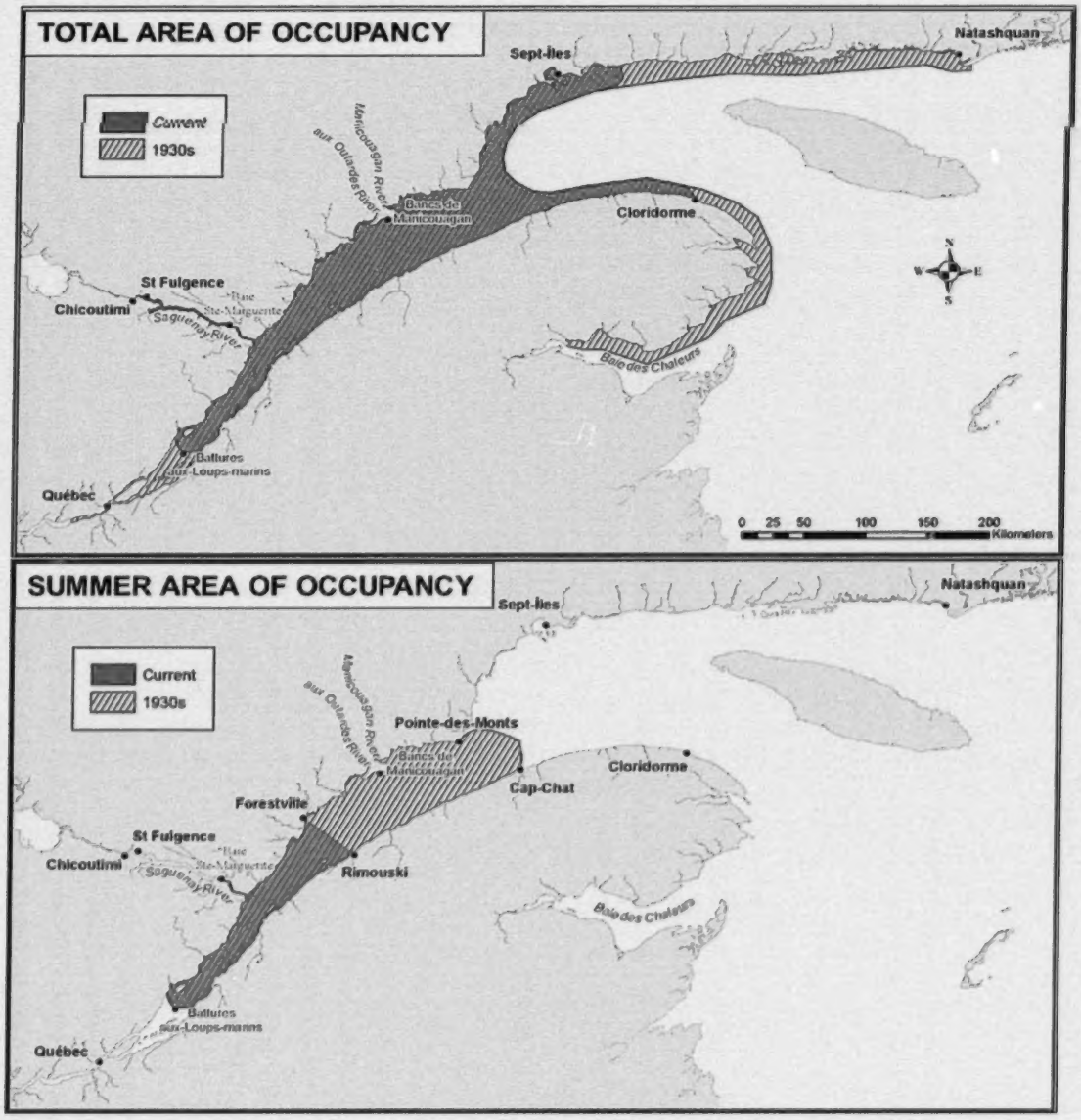
Le béluga se rencontre dans l'ouest de l'Arctique (mer de Beaufort), le haut Arctique (détroit de Lancaster, baie de Baffin), l'est de l'Arctique (baie Cumberland et partout au large du sud-est de l'île de Baffin), la baie d'Hudson, la baie James, la baie d'Ungava et l'ESL (COSEWIC, 2004). Les populations de l'ESL et de la baie Cumberland semblent avoir une aire d'estivage plus petite que les autres populations canadiennes, leur répartition annuelle s'étendant à seulement quelques dizaines ou quelques centaines de kilomètres de leur aire d'estivage (Richard, 2010).

L'aire d'estivage des bélugas de l'ESL est centrée à l'embouchure de la rivière Saguenay, depuis Battures-aux-Loups-Marins jusqu'à Rivière Portneuf sur la rive nord de l'ESL et jusqu'à Rimouski sur la rive sud de l'ESL; elle couvre également la rivière Saguenay, de l'embouchure à Baie-Sainte-Marguerite (figure 4). L'aire de répartition du béluga change en fonction des saisons, mais s'étend rarement au-delà de Battures-aux-Loups-Marins à l'ouest. De même, elle s'étend rarement vers l'est au-delà de Sept-Îles sur la rive nord de l'ESL et de Cloridorme sur la rive sud de l'ESL. On observe occasionnellement des individus dans la baie des Chaleurs, de même qu'à la hauteur de Saint-Fulgence, dans la rivière Saguenay (Mosnier *et al.*, 2010).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Russia = Russie
Arctic Ocean = Océan Arctique
Greenland = Groenland
Pacific Ocean = Océan Pacifique
Atlantic Ocean = Océan Atlantique

Figure 3. Aire de répartition mondiale du béluga (*Delphinapterus leucas*). L'espèce fréquente les eaux de l'Alaska, du Canada, du Groenland, de la Norvège et de la Russie (figure tirée de DFO, 2012, adaptée de Reeves, 1990).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

TOTAL AREA OCCUPANCY = ZONE D'OCCUPATION TOTALE

Current = Actuelle

1930 s = Années 1930

Saguenay River = Rivière Saguenay

Manicouagan River = Rivière Manicouagan

Kilometers = kilomètres

SUMMER AREA OF OCCUPANCY = ZONE D'OCCUPATION D'ÉTÉ

Current = Actuelle

1930 s = Années 1930

Saguenay River = Rivière Saguenay

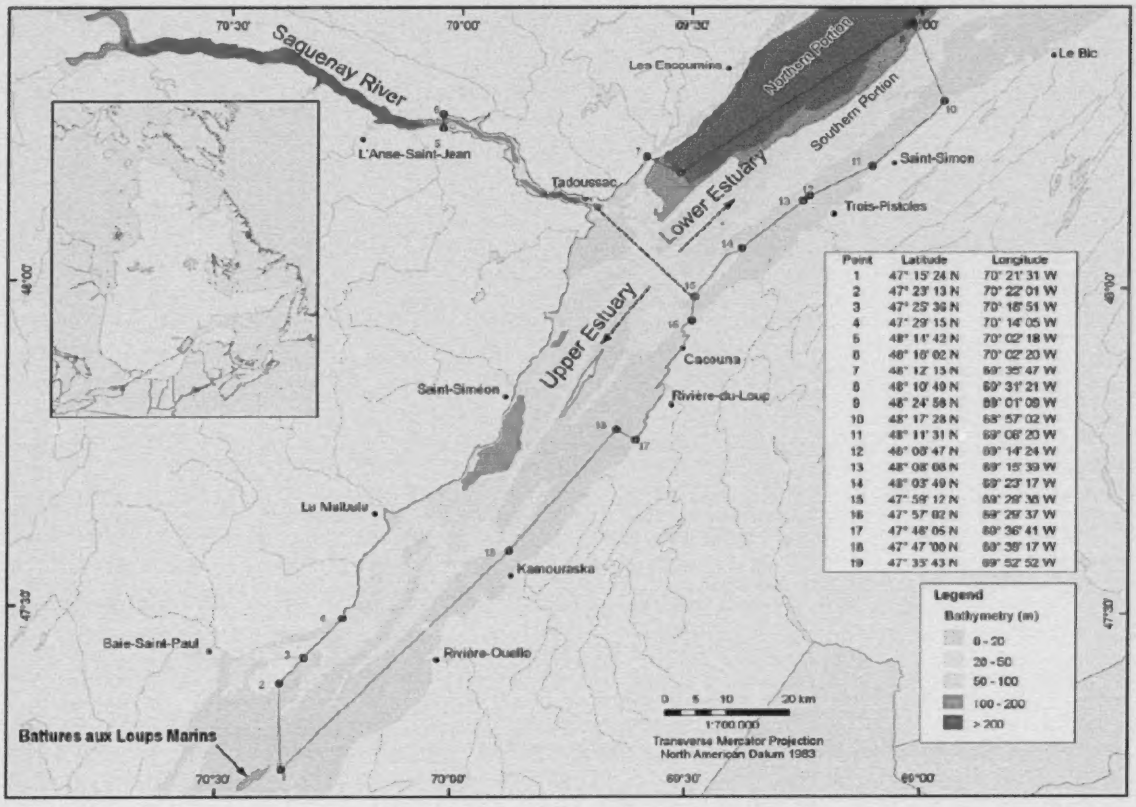
Manicouagan River = Rivière Manicouagan

Figure 4. Zones d'occupation historique (années 1930) et actuelle (totale et d'été) de la population de bélugas de l'ESL (figure tirée de Mosnier *et al.*, 2010).

Zone d'occurrence et zone d'occupation

La zone d'occurrence mesure environ 36 000 km^2 (COSEWIC, 2004).

L'indice de zone d'occupation (IZO), calculé à partir des valeurs d'une grille à carrés de 2 km de côté, est estimé à 20 628 km^2 (figure 4, carte du haut). L'IZO en été serait de 5 664 km^2. Lorsque l'on tient compte du stade vital le plus limitatif ou le plus vulnérable (femelles avec petits), l'IZO est ramené à 3 216 km^2. ce qui correspond à la superficie de l'habitat essentiel de la population (figure 5) ou à la zone occupée par des femelles accompagnées de veaux ou de juvéniles au cours de l'été (juin à octobre) (DFO, 2012).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Saguenay River = Rivière Saguenay
Upper Estuary = Estuaire moyen
Lower Estuary = Estuaire maritime
Northern Portion = Portion nord
Southern Portion = Portion sud
Transverse Mercator Projection = Projection de Mercator transverse
North American Datum 1983 = Système de référence nord-américain de 1983
Legend = Légende
Bathymetry = Bathymétrie

Figure 5. Habitat essentiel de la population de bélugas de l'ESL (polygone rouge). Les 19 points géographiques délimitant l'habitat essentiel sont décrits dans l'encadré à droite. L'habitat essentiel s'étend de Battures-aux-Loups-Marins à un point juste au nord de Saint-Simon, et comprend le cours inférieur de la rivière Saguenay. Médaillon : emplacement du secteur sur une carte du Québec (figure tirée de DFO, 2012).

Quand on utilise l'année de référence 1938, la zone d'occupation actuelle des bélugas de l'ESL (soit 20 628 km^2) représente une fraction (environ 65 %) de la zone d'occupation historique. On ignore si cette baisse de superficie est due à une réduction de la taille de la population, à une perte d'habitat ou à ces deux causes. Une baisse de superficie semblable, que l'on croyait associée à un déclin de la population, est observée ces 30 dernières années dans la petite population isolée de bélugas de l'inlet Cook, en Alaska (Rugh *et al.*, 2010). L'altération de l'habitat résultant de la construction de barrages dans les rivières Manicouagan et aux Outardes dans les années 1960, combinée à la surchasse dans ce secteur, est peut-être responsable de la disparition des bélugas dans cette portion de l'aire de répartition historique (Vladykov, 1944; Pippard et Malcolm, 1978; Sergeant et Brodie, 1975; Laurin, 1982; Reeves et Mitchell, 1984; Pippard, 1985a; Michaud *et al.*, 1990).

Selon de récentes observations, l'aire de répartition se serait possiblement étendue de manière à inclure un secteur entre Rimouski et Pointe-des-Monts, lequel se trouve à l'est du secteur considéré aujourd'hui comme l'aire d'estivage normale (Michaud, 1993; Kingsley, 1996; Kingsley et Reeves, 1998; Lawson et Gosselin, 2009). Vladykov (1944) avait reconnu cette portion comme aire d'estivage dans les années 1930. Des activités de recherche de faible envergure sont menées en été entre Rimouski et Pointe-des-Monts pour déterminer si les baleines sont en train d'étendre leur aire de répartition dans cette portion autrefois importante (Mosnier *et al.* 2010).

Activités de recherche

Depuis 1973, nombre d'activités ont été réalisées en vue d'estimer l'abondance et de caractériser l'aire de répartition des bélugas de l'ESL. Des chercheurs du MPO (A. Mosnier et J.-F. Gosselin) procèdent actuellement à la synthèse de 36 relevés aériens systématiques estivaux effectués de 1988 à 2009.

La vaste majorité des études sur la répartition et l'abondance des bélugas de l'ESL sont réalisées en été (Pippard et Malcolm, 1978; Pippard, 1985a; Sergeant, 1986; Béland *et al.*, 1987; Sergeant et Hoek, 1988; Kingsley et Hammill, 1991; Kingsley, 1993,1996, 1998, 1999; Michaud, 1993; Gosselin *et al.*, 2007, 2014). On a recours à plusieurs techniques et plateformes de relevé, dont des plans de relevé systématique et non systématique à bord de navires, d'hélicoptères et d'avions. Depuis 1988, les relevés photographiques aériens systématiques le long de transects en bande sont la méthode normalisée de détermination de l'effectif (Kingsley, 2002). Depuis 2003, plusieurs réplicats des relevés visuels aériens suivant un transect en ligne ont également été réalisés chaque année, dans un souci de réduire les coûts et l'incertitude entourant les estimations de l'effectif. Ces relevés, qui couvraient l'ensemble de l'aire d'estivage connue, ont été menés à la même période tous les ans, soit de la fin août au début septembre, ce qui a permis l'obtention de données continues et comparables sur l'aire d'estivage des bélugas ainsi que d'estimations de la taille de la population (voir la section **TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS**).

Les données sur la répartition des bélugas pendant les saisons autres que l'été sont fondées sur un nombre limité d'études et de relevés, dont plusieurs suivaient un plan de relevé non systématique. L'aire de répartition d'automne a été évaluée grâce à 2 relevés visuels aériens réalisés à la mi-octobre et en novembre 1989 et couvrant tout l'ESL (Boivin et INESL, 1990). L'aire de répartition d'hiver est basée sur 12 relevés visuels aériens ou des patrouilles à couverture variable menés de décembre à mars (Sears et Williamson, 1982; Boivin et INESL, 1990). Quatre de ces relevés suivaient un plan de relevé systématique le long de transects et couvraient tout l'ESL (Boivin et INESL, 1990; Michaud *et al.*, 1990). Les seules données qui existent sur l'aire de répartition des bélugas au printemps proviennent de rapports anecdotiques et de 2 relevés visuels aériens effectués au-dessus de l'ESL à la fin avril et au début juin 1990 (Michaud et Chadenet, 1990).

Les premiers relevés dans le Saint-Laurent s'inscrivaient dans une démarche visant à améliorer les techniques de recherche et, ainsi, à obtenir de meilleures estimations démographiques. Par conséquent, il y a une certaine ambiguïté concernant la manière dont certaines estimations des premières années (avant 1988) ont été obtenues ainsi que des différences méthodologiques qui en limitent la valeur aux fins d'analyse des tendances de la population (Michaud et Béland, 2001).

La plupart des activités de recherche en vue d'estimer l'abondance des bélugas et de caractériser leur répartition dans l'ESL ont été menées à l'été et ont été limitées aux zones d'occurrence connues et habituelles. Bien que des lignes de relevé aient été ajoutées au fil des ans aux extrémités est et ouest de l'aire d'estivage, peu d'études vont au-delà de ces limites. Les 2 activités de recherche les plus systématiques, qui ont couvert l'ensemble de l'ESL et une grande partie du golfe du Saint-Laurent, ont confirmé que la population reste généralement confinée dans la zone fréquemment recensée au cours de l'été. Toutefois, en juillet 2007 (soit un mois plus tôt que lors des relevés normaux [Lawson et Gosselin, 2009]), 17 observations (totalisant 27 bélugas) en aval de l'aire d'estivage présumée ont soulevé des questions quant aux limites actuelles de l'aire de répartition. Depuis, les relevés d'été comprennent une série de transects de plus à l'est, mais aucun béluga n'a été repéré dans cette zone depuis le relevé de 2009 (Gosselin *et al.*, 2014).

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

Le type d'habitat utilisé par les bélugas varie selon les saisons; il peut s'agir d'un milieu estuarien libre de glace ou d'un milieu marin extracôtier couvert de glace (Moore *et al.*, 2000; Barber *et al.*, 2001; Suydam *et al.*, 2001; Lydersen *et al.*, 2002). L'été, les bélugas ont tendance à se concentrer dans des estuaires peu profonds (Vladykov, 1944; Sergeant, 1973; Smith et Martin, 1994; Moore *et al.*, 2000) ou dans d'autres milieux relativement chauds où la température de l'eau à la surface peut atteindre 15 à 17 °C (St. Aubin *et al.*, 1990; Smith et Martin, 1994; Boily, 1995), mais ils peuvent aussi fréquenter des zones du large et des eaux profondes de plusieurs centaines de mètres (Martin et Smith, 1992; Heide-Jørgensen *et al.*, 1998; Kingsley *et al.*, 2001; Boltunov et

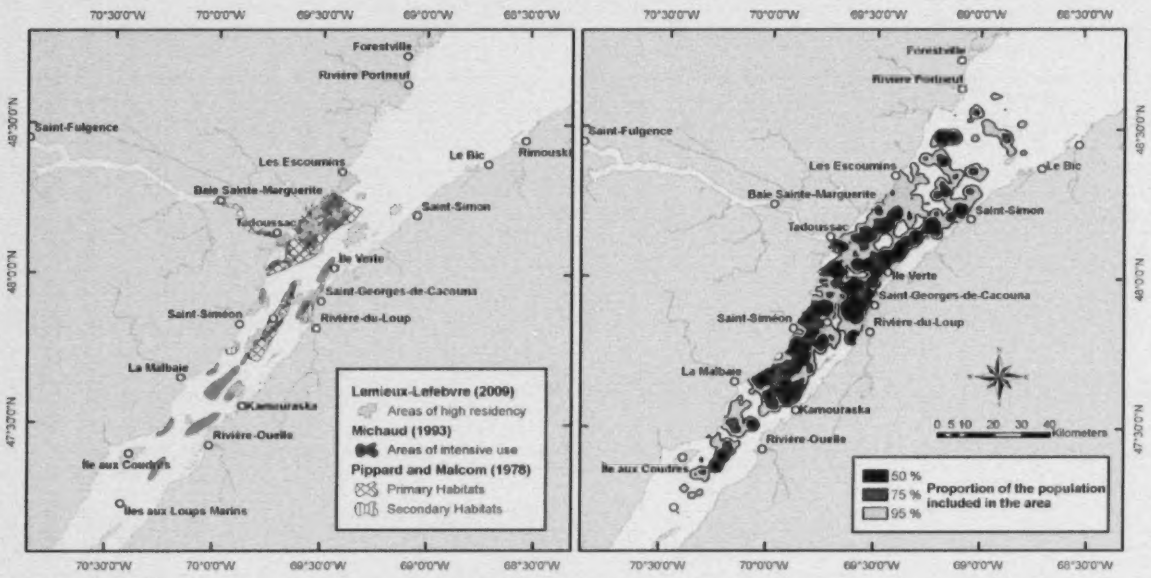
Belikov, 2002; Innes *et al.*, 2002a; Lewis *et al.*, 2009). Les fonctions vitales associées à l'occupation des estuaires sont notamment la mise bas et l'allaitement, la reproduction, l'alimentation, la mue et l'évitement des prédateurs (Tomilin, 1967; Kleinenberg *et al.*, 1969; Fraker *et al.*, 1979; Finley, 1982; Doidge, 1990; Frost et Lowry, 1990; St. Aubin *et al.*, 1990; Watts *et al.*, 1991; Boily, 1995; Richard *et al.*, 2001).

Les besoins en matière d'habitat varient également en fonction de l'âge, du sexe, de la taille et de l'état reproducteur, et peuvent être modulés par les besoins énergétiques et les stratégies de survie (Michaud, 2005; Loseto *et al.*, 2006). L'été, la ségrégation spatiale des classes d'âge et de sexe est typique du béluga (Michaud, 1993; Smith *et al.*, 1994; Smith et Martin, 1994; Heide-Jørgensen et Lockyer, 2001; Michaud, 2005; Loseto *et al.*, 2006, 2008). Généralement, les individus de petite taille, dont les femelles allaitant leur petit, tendent à demeurer près du littoral ou en eaux peu profondes, tandis que les individus plus gros privilégient les eaux profondes du large (Vladykov, 1944; Smith et Martin, 1994; Richard *et al.*, 1997). Il n'est pas clair que cette ségrégation spatiale en fonction des classes d'âge et de sexe soit maintenue à d'autres moments que l'été, mais il existe des données, tirées de bélugas capturés dans un même lieu le même jour, qui indiquent que les groupes sociaux composés de femelles et de leurs parents (c'est-à-dire génétiquement apparentés) restent ensemble pendant les migrations printanières et automnales (Colbeck *et al.*, 2013).

Dans l'écosystème du Saint-Laurent, les conditions subarctiques (eaux froides et productives, et couverture de glace saisonnière) et l'apport d'eau douce important de plusieurs sources, dont les rivières Saguenay, aux Outardes et Manicouagan, favorisent la présence permanente des bélugas à ces basses latitudes (El-Sabh et Silverberg, 1990).

La répartition de bélugas dans ces eaux en été varie en fonction de l'âge et du sexe : 1) les femelles accompagnées de veaux et de juvéniles se rassemblent dans l'estuaire moyen, entre Battures-aux-Loups-Marins et la rivière Saguenay, dans des eaux relativement peu profondes, chaudes, troubles et saumâtres; 2) les adultes de grande taille de couleur blanche, sans doute des mâles, se concentrent dans les eaux profondes, froides et salines du chenal Laurentien, dans le nord de l'estuaire maritime, où l'on observe rarement des femelles avec veaux et juvéniles en été; 3) les troupeaux mixtes formés d'adultes de couleur blanche ou d'adultes avec veaux et juvéniles, ou des deux, se réunissent dans un secteur intermédiaire englobant la rivière Saguenay, la tête du chenal Laurentien et la portion sud de l'estuaire maritime située à l'est, presque jusqu'à Saint-Fabien (Michaud, 1993).

L'habitat essentiel des bélugas de l'ESL pendant la période de juin à octobre a été désigné d'après les zones fortement utilisées ou présentant une forte concentration (figure 5) (Pippard et Malcolm, 1978; Michaud, 1993; Lemieux *et al.*, 2012), et il correspond aux lieux de rassemblement des femelles, des veaux et des juvéniles (figure 6). Les données existantes sont trop limitées pour permettre la désignation de l'habitat essentiel pendant les autres saisons. Les caractéristiques de l'habitat considéré comme essentiel aux fonctions vitales du béluga sont la disponibilité de la nourriture, les processus océanographiques favorisant les remontées d'eaux froides et productives riches en minéraux, un milieu acoustique convenable et des eaux peu profondes (DFO, 2012).



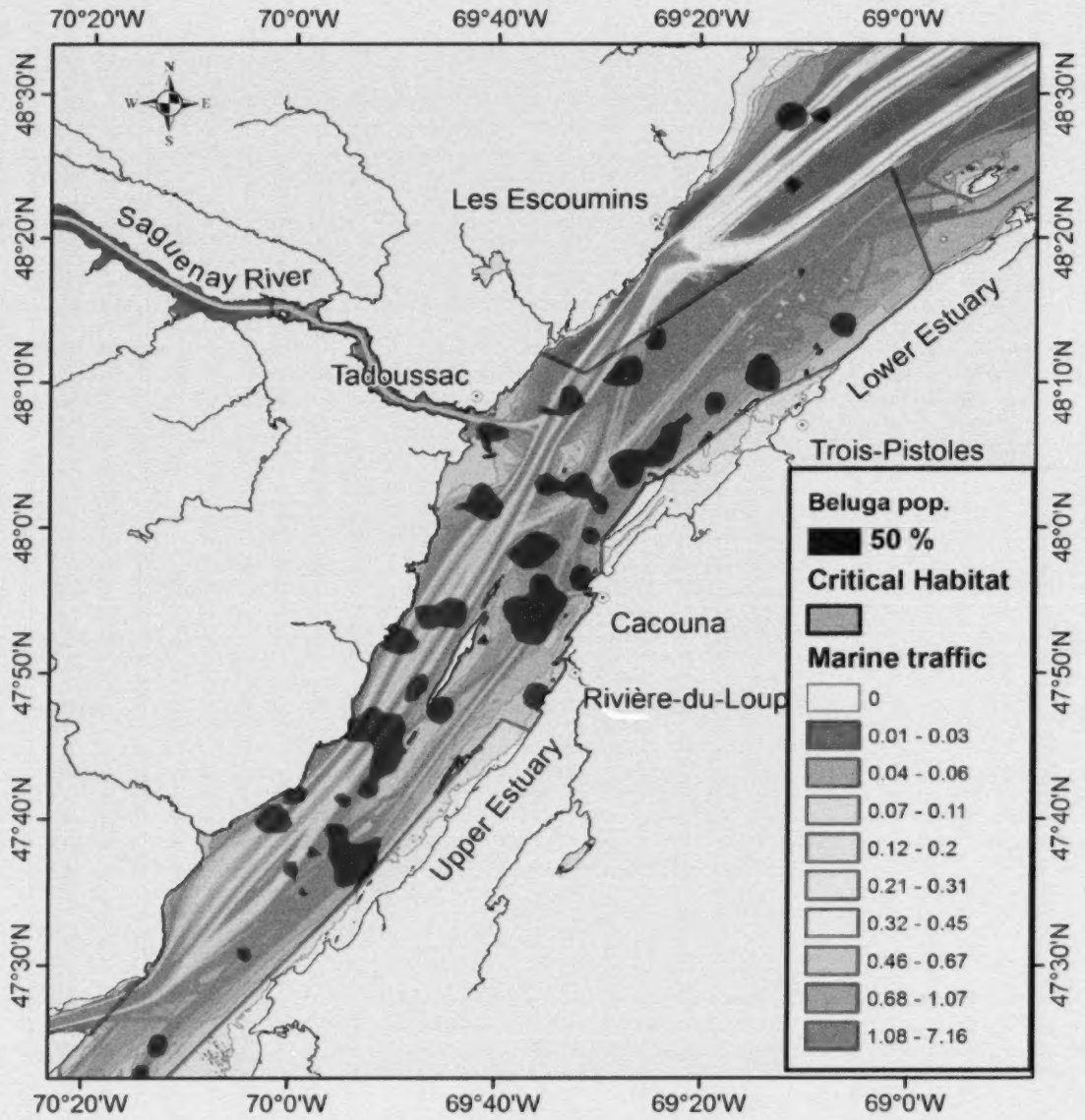
Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Areas of high residency = Lieux très fréquentés
Areas of intensive use = Lieux très utilisés
Pippard and Malcom = Pippard et Malcom
Primary Habitats = Habitats primaires
Secondary Habitats = Habitats secondaires
Kilometers = kilomètres
Proportion of the population included in the area = Proportion de la population incluse dans le lieu

Figure 6. Lieux de rassemblement dans l'aire d'estivage des bélugas l'ESL documentés par trois études menées à des intervalles d'environ une décennie (à gauche), et proportion de la population incluse dans ces lieux de rassemblement (à droite) (figure tirée de Mosnier et Gosselin, données inédites).

Le domaine vital de chaque individu et la fidélité aux sites dans l'ESL ne sont pas bien définis; c'est pourquoi le degré de connectivité entre les zones très fréquentées et le degré de fragmentation de l'habitat doivent être élucidés. On voit parfois des bélugas traverser de vastes portions de leur aire d'estivage plusieurs fois par jour, ce qui donne à penser qu'ils visitent divers sites de manière séquentielle, en suivant peut-être des trajets bien précis (Pippard et Malcolm, 1978; Pippard, 1985a; Michaud, 1992; Chadenet, 1997; Lemieux Lefebvre *et al.*, 2012).

Tendances en matière d'habitat

Le fleuve Saint-Laurent et son estuaire constituent une importante voie maritime commerciale donnant accès à l'intérieur de l'Amérique du Nord. On compte plus de 7 400 passages par de gros navires marchands par année, le double de passages par des bateaux d'observation des baleines au cours de la saison estivale, divers degrés d'activité par quelques milliers d'embarcations de plaisance, et des dizaines de milliers de passages chaque année par les traversiers assurant un service quotidien dans l'ESL et à l'embouchure de la rivière Saguenay (Ménard *et al.*, 2014; Som, 2007). Les routes de navigation maritime le long de la rive nord, de même que la vaste majorité des activités d'observation des baleines, chevauchent actuellement l'aire d'estivage des bélugas et une partie de leur habitat essentiel (figure 7) (Lesage *et al.*, 2014a; Ménard *et al.*, 2014). Les activités de l'industrie de l'observation en mer des baleines ont presque triplé de 1993 à 2003 (Ménard *et al.*, 2014). On a également noté une hausse de certains types d'activités de navigation dans des portions précises de l'habitat essentiel des bélugas de l'ESL (Ménard *et al.*, 2014). Les activités des navires marchands et des traversiers sont restées plutôt constantes au cours de la dernière décennie, mais un intérêt croissant pour l'exploitation des ressources naturelles du Québec ou l'exportation des produits canadiens pourrait à court et à moyen terme faire augmenter le trafic dans la Voie maritime du Saint-Laurent. On peut s'attendre à ce que toutes ces activités en cours ou prévues, une fois combinées, détériorent l'environnement acoustique des bélugas de l'ESL (Clark *et al.*, 2009; Jensen *et al.*, 2009; Gervaise *et al.*, 2012).



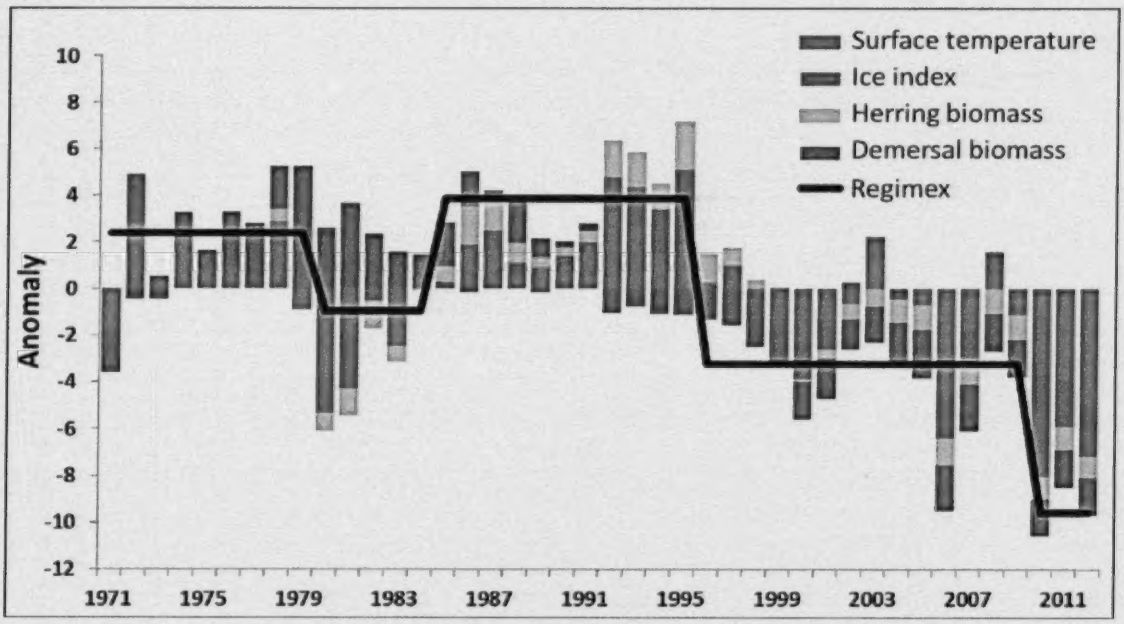
Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Saguenay River = Rivière Saguenay
Upper Estuary = Estuaire moyen
Lower Estuary = Estuaire maritime
Beluga pop. = Pop. de bélugas
Critical Habitat = Habitat essentiel
Marine Traffic = Trafic maritime
Please replace decimal periods with decimal commas: 0,01 – 0,03, etc.

Figure 7. Volume du trafic des navires commerciaux (estimation exprimée en tant que somme des longueurs des trajets en mètres, sur une unité de surface en mètres cubes) dans l'ESL, d'après les données de suivi du SIA, et zones où vivent 50 % des bélugas de l'ESL occupant l'habitat essentiel (figure adaptée de Lesage *et al.*, 2014b).

D'autres tendances de la qualité de l'habitat au cours des dernières décennies sont associées à l'écologie trophique du béluga, à la qualité et à l'abondance des proies et aux conditions environnementales dans le Saint-Laurent (Lesage, 2014; Plourde *et al.*, 2014), et peuvent expliquer les changements observés dans la dynamique de la population de bélugas au cours de la même période. L'évaluation de l'alimentation des bélugas de 1988 à 2012 a révélé une baisse d'environ 1 partie par millier de la concentration d'un traceur des sources de carbone (rapport $^{13}C/^{12}C$) au cours de la période 2003–2012, ce qui correspond à la perte de près de un niveau trophique (Lesage, 2014). Les sources alimentaires et/ou les facteurs environnementaux responsables de cette baisse ne sont pas connus pour le moment. Les variations des rapports isotopiques du carbone découlent soit d'un changement dans l'alimentation, soit d'un changement des rapports isotopiques du carbone dans les proies privilégiées. Par exemple, dans l'inlet Cook, en Alaska, des chercheurs ont constaté des déplacements de plus de un niveau trophique d'une année à l'autre chez certains salmonidés. Il est toutefois à noter que ce constat est basé sur un échantillon très limité (Hobbs, comm. pers., 2014). Une analyse des séries chronologiques de 28 indices représentant la variabilité écosystémique et la qualité de l'habitat dans le golfe du Saint-Laurent a permis de décrire des changements dans les conditions depuis 1971, certains desquels se sont produits pendant la période où les marqueurs isotopiques dans les tissus des bélugas ont changé (figure 8) (Plourde *et al.*, 2014). Certains des changements dans l'environnement ont aussi coïncidé avec l'époque où la dynamique de la population de bélugas est devenue instable et où la productivité et la mortalité des baleineaux ont augmenté, ce qui laisse deviner un déclin de la qualité de l'habitat ces dernières années (Plourde *et al.*, 2014). Plus précisément, les conditions environnementales ont changé, passant d'une période aux valeurs supérieures à la moyenne à une période aux valeurs inférieures à la moyenne à la fin des années 1990, les conditions les plus extrêmes étant enregistrées entre 2010 et 2012. La période marquée par des conditions environnementales inférieures à la moyenne a coïncidé avec l'effondrement des stocks de grands poissons démersaux (p. ex. la morue franche [*Gadus morhua*] et le hareng atlantique [*Clupea harengus*]; division 4T de l'OPANO) du golfe du Saint-Laurent, alors que ceux-ci ont atteint leur plus faible biomasse, et que les conditions de glace étaient inférieures à la moyenne et la température de l'eau étaient supérieures à la moyenne (figure 8).

La population de bélugas de l'ESL peut aussi être perturbée par les épisodes récurrents de prolifération d'algues toxiques, ou marées rouges, causées par le dinoflagellé *Alexandrium tamarense*. Cet organisme libère la phycotoxine responsable des éclosions d'intoxication par la toxine paralysante et pose de graves risques pour la santé des organismes marins et des humains. Dans le Saint-Laurent, trois grandes marées rouges se sont produites ces deux dernières décennies (en 1996, 1998 et 2008). L'une d'elles (celle de 2008), très bien documentée, a coïncidé avec une mortalité anormalement élevée de divers organismes marins, dont le béluga, sur une courte période (Truchon *et al.*, 2013; Scarratt *et al.*, 2014). Dans le contexte des changements climatiques et océanographiques, les proliférations d'algues toxiques pourraient devenir de plus en plus fréquentes (Anderson *et al.*, 2012; Scarratt *et al.*, 2014).

D'autres facteurs à considérer (p. ex. espèces nouvelles ou introduites, espèces élargissant leur aire de répartition) sont abordés dans la section **MENACES ET FACTEURS LIMTATIFS** (ci-dessous).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Surface temperature = Température à la surface
Ice index = Indice de glace
Herring biomass = Biomasse du hareng
Demersal biomass = Biomasse des poissons démersaux
Regimex = Changement de régime
Anomaly = Anomalie

Figure 8. Anomalies à long terme des conditions physiques et biologiques potentiellement importantes pour l'habitat des bélugas de l'ESL de 1971 à 2012. Les barres empilées représentent les anomalies annuelles des paramètres physiques (température à la surface, indice de glace) et des sources de nourriture possibles (hareng du printemps dans 4T, grands poissons démersaux dans 4T). La ligne noire marque les périodes de changement de régime. Il est à noter que la série chronologique de la biomasse de hareng dans 4T commence en 1978 et que le signe de l'anomalie de température a été changé pour tenir compte de l'effet négatif potentiel sur les bélugas (figure tirée de Plourde *et al.*, 2014).

BIOLOGIE

La section qui suit présente les paramètres du cycle vital en fonction de l'hypothèse voulant qu'un « groupe de couches de croissance » (GCC) dans les dents des bélugas équivaille à une année de croissance (NAMMCO, 2012).

Cycle vital, paramètres démographiques et reproduction

On détermine l'âge des bélugas en comptant les couches de croissance dans la dentine (parfois dans le cément) des dents. La présence de lignes doubles, courante chez l'espèce, entraîne une surestimation de l'âge; l'usure, la perte ou l'interruption de la croissance des dents empêchent toute estimation ou produisent des sous-estimations (Sergeant, 1973). Chez les individus de l'ESL, les dents présentant 17 GCC peuvent être usées, tandis que celles ayant 20 GCC ou plus sont certainement usées. Chez l'individu le plus âgé qui n'avait aucune dent usée, on a compté 32 GCC (Lesage *et al.*, 2014b).

La longévité du béluga est estimée à 114 GCC, et il s'agit probablement d'une sous-estimation (Harwood *et al.*, 2002); dans le cas de la population de l'ESL, la longévité serait de 72 GCC (Lesage *et al.*, 2014b). L'espérance de vie à la naissance des différentes populations varie de 30 à 60 GCC; chez les individus de l'ESL, elle est estimée à 34 GCC (Lesage *et al.*, 2014b).

La maturité sexuelle (évidence d'activité ovarienne chez les femelles et présence de testicules chez les mâles) est atteinte plus rapidement chez les femelles que chez les mâles, soit à 6-14 GCC chez les femelles, comparativement à 16-22 GCC chez les mâles (Brodie, 1971; Sergeant, 1973; Ognetev, 1981; Finley *et al.*, 1982; Burns et Seaman, 1985; Heide-Jørgensen et Teilmann, 1994; Robeck *et al.*, 2005; Suydam, 2010). Chez les bélugas de l'ESL, la plus jeune femelle gestante trouvée morte avait 7 GCC (Lair *et al.*, 2014), mais l'on ne connaît pas la proportion de femelles de cet âge qui parviennent à concevoir, à porter jusqu'à terme et à sevrer un baleineau. La durée d'une génération (voir Stewart *et al.*, 2006 pour le détail des calculs), estimée à 13 à 15 ans d'après l'hypothèse basée sur le taux de dépôt de 2 GCC (Braham, 1984; Burns et Seaman, 1985; Lesage et Kingsley, 1995), double presque lorsque l'on se fonde sur le taux de dépôt de 1 GCC par année (Stewart *et al.*, 2006), pour atteindre 26 à 30 ans.

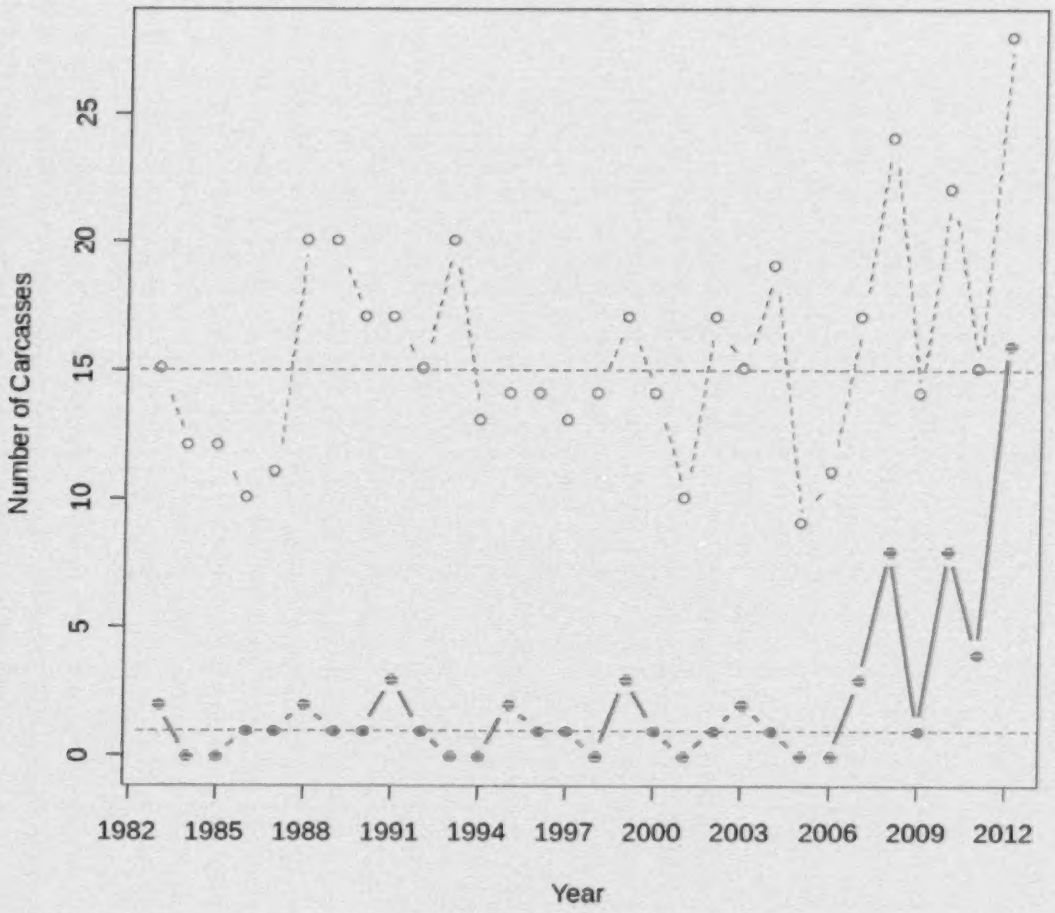
La période d'accouplement et de mise bas varie d'une population de bélugas à l'autre mais, en général, l'accouplement a lieu au printemps (Doan et Douglas, 1953; Boltunov et Belikov, 2002) – entre avril et juin dans la population de l'ESL (Vladykov, 1944). Les femelles donnent naissance à 1 veau, très rarement à 2, en juillet-août, à la suite d'une gestation de 14 à 15 mois (Kleinenberg *et al.*, 1969; Brodie, 1971; Sergeant, 1973; Doidge, 1990; Heide-Jørgensen et Teilmann, 1994). La sénescence complète n'est pas confirmée, mais des données indiquent que le taux de fécondité pourrait être plus faible chez les femelles âgées (Burns et Seaman, 1985; Lair *et al.*, 2014). La lactation peut durer de 20 mois (Brodie, 1971; Sergeant, 1973; Burns et Seaman, 1985; Heide-Jørgensen et Teilmann, 1994) à 32 mois (Doidge, 1990), même si l'ingestion de nourriture solide vient compléter l'alimentation des petits dans leur deuxième année de vie (Vladykov, 1944; Brodie, 1971; Sergeant, 1973). Il peut y avoir chevauchement entre la lactation et la gestation subséquente, d'où un cycle reproducteur de 3 ans (Vladykov, 1944; Brodie, 1971; Sergeant, 1973; Burns et Seaman, 1985; Doidge, 1990; Heide-Jørgensen et Teilmann, 1994). Une étude à long terme au sein de la population de l'ESL vient corroborer ce constat, les indices maximaux de production de veaux ayant été observés tous les 3 à 4 ans (Michaud, 2014).

Le taux de survie est généralement estimé à partir de la fréquence des âges des bélugas récoltés (COSEWIC, 2004). Puisque les bélugas de l'ESL ne font pas l'objet de chasse, les taux de mortalité, de même que les autres paramètres démographiques, ont été estimés d'après un modèle hiérarchique structuré par âge et ajusté au moyen de la méthode bayésienne de Monte Carlo par chaîne de Markov. Le volet axé sur la situation du modèle décrivait la dynamique réelle, mais inconnue, de la population de l'ESL, notamment la taille de la population et les valeurs des paramètres démographiques à différents moments, tandis que le volet axé sur l'observation liait ces paramètres aux données tirées de 3 sources : 1) le nombre et l'âge des individus rapportés morts entre 1983 et 2012 dans le cadre d'un programme de surveillance des carcasses (nouveau-nés par rapport aux individus plus âgés); 2) les estimations de la taille de la population obtenues à partir de 7 relevés photographiques réalisés de 1990 à 2009; 3) le pourcentage d'individus âgés de moins de 2 ans (veaux et jeunes d'un an) observés sur les photographies aériennes prises lors des relevés (Mosnier *et al.*, 2014). La modélisation de la dynamique de la population était basée sur 11 classes d'âge réparties dans 4 stades vitaux (nouveau-nés, jeunes d'un an, individus immatures [2 à 7 GCC], individus matures [8 GCC et plus]), chacun caractérisé par des taux de mortalité et de fécondité précis. Les distributions antérieures décrivant la fourchette de valeurs plausibles des taux de mortalité et de gestation propres à un stade vital étaient dérivées des données trouvées dans la littérature scientifique (voir les détails dans Mosnier *et al.*, 2014). Le modèle a émis plusieurs hypothèses fondées sur des connaissances antérieures de la biologie du béluga, notamment : la mort d'une femelle accompagnée d'un nouveau-né ou d'un jeune d'un an qui survient une année donnée entraîne la mort de ce dernier la même année; la mort d'un nouveau-né une année donnée rend la mère apte à se reproduire l'année suivante, c'est-à-dire un an plus tôt que normalement.

Le modèle tient compte de 2 périodes. Pour la période 1913–1982, on a utilisé des taux de mortalité et de gestation fixes, et tenu compte des bélugas récoltés par les chasseurs de 1913 à 1960 (Laurin, 1982, *in* Reeves et Mitchell, 1984). La sensibilité à la structure par âge initiale imposée par la première année du modèle (1912) était ainsi réduite puisque l'évolution de la population pouvait s'étaler sur près de 70 ans. Pour la période 1983-2012, les données des relevés aériens et du programme de surveillance des carcasses ont servi à informer le modèle. Au cours de cette période, les taux de mortalité et de gestation étaient des variables aléatoires pouvant varier d'une année à l'autre, ce qui est représentatif d'une population sauvage.

Les données brutes tirées du programme de surveillance des carcasses ont révélé une variation interannuelle, mais aucune tendance du nombre de carcasses de bélugas matures (mâles et femelles) pour la période 1983–2012. Elles ont également produit des chiffres anormalement élevés pour le nombre de nouveau-nés morts en 2008, 2010 et 2012, soit 8, 8 et 16 carcasses respectivement, comparativement aux données de la période 1983-2007, qui affichaient un nombre de carcasses de nouveau-nés variant de 0 à 3 par année (figure 9) (Lesage *et al.*, 2014b). L'utilisation de carcasses en tant qu'échantillon peut entraîner des biais, car les carcasses trouvées peuvent sous-représenter les morts dans certaines classes d'âge, par exemple chez les jeunes (Béland *et al.*, 1988; Lesage *et al.*, 2014 b; Mosnier *et al.*, 2014). En outre, on ne peut présumer que le nombre de carcasses reflète uniquement le taux de mortalité (par exemple, un nombre élevé de carcasses de nouveau-nés peut découler d'un taux de naissance élevé). Pour cette raison, le volet axé sur la situation du modèle démographique calcule le nombre de veaux morts en estimant plusieurs paramètres : le nombre de femelles aptes à se reproduire une année donnée, leur taux de gestation, le taux de naissance l'année suivante, et les taux de mortalité tant des adultes que des nouveau-nés. Le nombre de carcasses d'adultes et de veaux qui en résulte est ensuite ajusté pour tenir compte des données du programme de récupération des carcasses, alors que l'abondance et la proportion de jeunes sont ajustées simultanément en fonction des données des relevés aériens. En intégrant toutes ces données, le modèle a estimé le taux de mortalité à environ 6,1 % chez les adultes (8 GCC et plus), la variabilité interannuelle étant de 4,0 à 8,7 % (Mosnier *et al.*, 2014). Le taux de mortalité annuelle de 6 % chez les bélugas adultes de l'ESL est compris dans la fourchette de 3 à 8 % de mortalité chez les adultes estimée au sein des 5 populations de bélugas de l'Arctique canadien (Luque et Ferguson, 2010). Ces dernières sont sujettes à la chasse, contrairement à la population de l'ESL, laquelle est protégée contre la chasse depuis 1979. Par conséquent, le taux de mortalité des adultes estimé par le modèle visant les bélugas de l'ESL semble élevé et pourrait signifier une espérance de vie plus faible que celle normalement présumée pour l'espèce. Cependant, il n'existe aucune donnée tirée de la population vivante qui permet d'évaluer l'espérance de vie des bélugas de l'ESL. Chez les nouveau-nés, le taux de mortalité estimé par le modèle variait d'une année à l'autre, soit de 8 à 69 % (Mosnier *et al.*, 2014).

Le taux de reproduction des bélugas de l'ESL a peut-être changé ces 15 dernières années. Des études photogrammétriques utilisant des données de relevés aériens indiquent que la proportion de veaux et de jeunes d'un an au sein de la population a chuté, passant de 15 à 18 % dans les années 1990 à 3 à 8 % dans les années 2000. Ces estimations étaient exemptes des biais dus aux différences de lecture puisqu'une seule et même personne a réexaminé tous les films (Gosselin *et al.*, 2014). Le modèle ajusté aux données ci-dessus, et les 2 autres sources de données (carcasses et estimations de l'abondance), ont révélé un déclin du nombre de nouveau-nés dans la population et d'autres changements démographiques importants depuis la fin des années 1990. Selon le modèle, la population semble être passée d'une période relativement stable à une période instable caractérisée par un changement dans le cycle de reproduction (de 3 à 2 ans), par une variabilité accrue de la mortalité annuelle des nouveau-nés (de 8 à 69 %) et du taux de gestation des femelles (de 14,5 % à plus de 50 %), et par un déclin de la proportion d'individus immatures (Mosnier *et al.*, 2014).

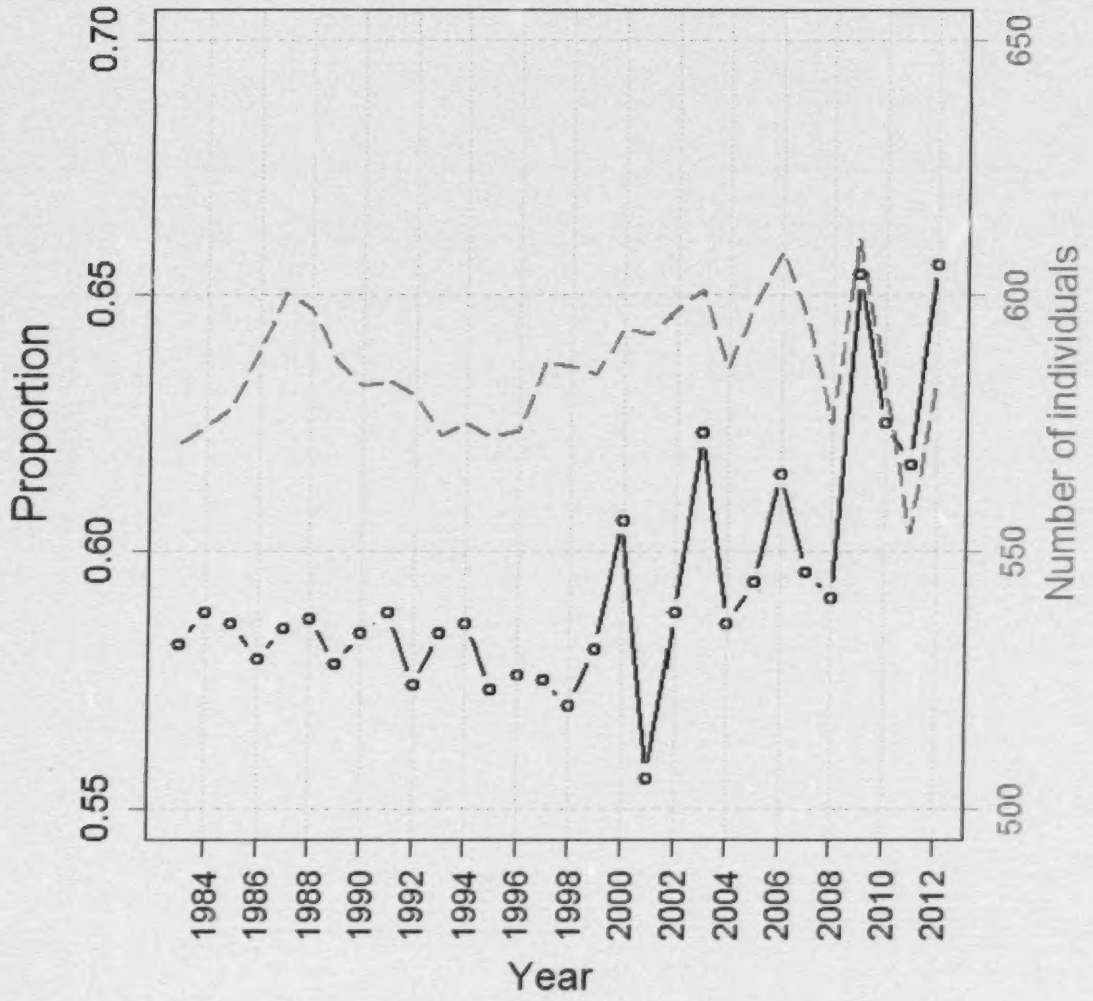


Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Number of Carcasses = Nombre de carcasses
Year = Année

Figure 9. Nombre total (cercles vides) de carcasses de nouveau-nés (< 1 an) (cercles pleins) chez les bélugas de l'ESL rapporté annuellement dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent de 1983 à 2012. Les lignes horizontales tiretées correspondent à la médiane de chaque série chronologique (Lesage *et al.*, 2014b).

Plus précisément, le modèle a montré que, pendant la période 1984–1998, le taux de mortalité des nouveau-nés était relativement stable (valeurs médianes : 14–27 %, avec pics tous les 3 à 4 ans), tout comme le taux de gestation (environ 30 %, avec de faibles pics tous les 3 ans). La structure par âge de la population était également stable pendant cette période : le rapport individus matures:individus immatures s'élevant à environ 59:41, 7,5 % de la population étant des nouveau-nés. En revanche, la période 1999-2012 a été caractérisée par une instabilité démographique et d'importants changements dans les paramètres démographiques et la structure par âge : l'année 1999 présentait une mortalité anormalement élevée des nouveau-nés (environ 40 %), et l'année 2000 affichait un taux de gestation élevé (plus de 50 %), peut-être parce qu'un plus grand nombre de femelles étaient en mesure de se reproduire après avoir perdu leur veau en 1999. Depuis, la mortalité des nouveau-nés a connu des pics soudains, entrecoupés de pics du taux de gestation, ces derniers étant séparés par des périodes de fécondité inférieure à la moyenne (environ 15 % en 2001–2002) (Mosnier *et al.*, 2014). Une tendance se dessine également pour les 6 dernières années du modèle : la reproduction des femelles a en apparence changé, passant d'un cycle de 3 ans, avec le tiers des femelles matures gravides chaque année, à un cycle de 2 ans, avec environ la moitié des femelles gravides. Cette tendance coïncide avec une hausse de la mortalité chez les nouveau-nés. Ces changements ont grandement influé sur la structure par âge de la population. La proportion estimée de nouveau-nés dans la population s'est écartée de celle correspondant au cycle de 3 ans et a commencé à fluctuer considérablement au début des années 2000, en plus de diminuer, passant de 6–8 % avant 1999 à 4-6 % après 2007. Au cours de cette même période, la proportion estimée d'individus immatures au sein de la population a baissé, ce qui a entraîné une hausse proportionnelle du nombre de bélugas matures, et ce, même si les chiffres absolus sont restés constants (figure 10).

Les paramètres démographiques décrits ci-dessus sont fondés sur un modèle et sont donc sensibles aux données d'entrée. Par exemple, les estimations de l'effectif ont grandement influé sur les tendances démographiques estimés, tandis que la proportion de jeunes observés sur les relevés photographiques aériens a indiqué au modèle que la structure par âge était en train de changer (moins de veaux de jeunes de un an observés), mais ni l'une ni l'autre ne pouvaient révéler au modèle la variabilité interannuelle des paramètres démographiques. Seules les données issues des carcasses renseignaient sur la variation annuelle du nombre de carcasses de veaux et d'adultes; par conséquent, ces données étaient le principal facteur de la variation interannuelle dans les données de sortie du modèle final. Toutefois, plusieurs observations indépendantes ont accru le degré de confiance des conclusions du modèle. Un programme de photo-identification à long terme des bélugas vivants de l'ESL (1989–2012) a montré des changements dans la structure par âge et la production de veaux qui correspondent à ceux mis de l'avant par le modèle. En particulier, les années marquées par un taux de gestation élevé prévues par le modèle pour la période 2004–2012 étaient corroborées par les observations de forte production de veaux sur le terrain l'année suivante. Le programme de photo-identification a également indiqué une légère hausse de la proportion de « gris » (c'est-à-dire de juvéniles et de jeunes adultes) de 1989 au milieu des années 2000, avec une transition récente vers une tendance négative illustrée par le modèle sous forme de réduction de la proportion d'individus immatures (Michaud, 2014).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Number of individuals = Nombre d'individus
Year = Année
Please replace decimal periods with decimal commas: 0,55; 0,66, etc.

Figure 10. Proportion (courbe pleine et cercles vides) et nombre (courbe tiretée) d'individus matures (8 ans et plus) dans la population de bélugas de l'ESL de 1983 à 2012, estimée d'après le modèle de la dynamique de la population structurée par âge (figure tirée de Mosnier *et al.*, 2014).

Physiologie et adaptabilité

Le béluga est dépourvu d'une nageoire dorsale, et son derme est relativement épais (5-12 mm), faisant de lui une espèce bien adaptée à la survie en eaux couvertes de glace (Stewart et Stewart, 1989). L'hypoderme, couche de tissus conjonctifs adipeux et fibreux sous la peau, constitue la principale réserve d'énergie et représente 40 % de la masse corporelle (Sergeant et Brodie, 1969). Le degré de dépendance à l'égard de la graisse pour surmonter les périodes de faible absorption de nourriture n'est pas établi. Toutefois, le béluga semble s'alimenter à longueur d'année (voir par exemple Hobbs *et al.*, 2008), prend deux années avant de sevrer son petit et, ainsi, ont sans doute plus de points en commun avec les reproducteurs « sur revenu » (qui dépendent des ressources acquises pendant la période de reproduction) qu'avec les reproducteurs « sur épargne » (qui dépendent des réserves corporelles accumulées pendant la période de reproduction) (Houston *et al.* 2007).

Le béluga occupe divers milieux polaires et tempérés qui diffèrent considérablement en termes de température, de salinité et de profondeur. Il peut plonger à des profondeurs de plus de 800 m (Richard *et al.*, 2001), et des individus sauvages ont déjà été observés dans des eaux peu profondes de 4 m (Martin *et al.*, 2001). Le béluga peut rester immergé pendant une quinzaine de minutes (Martin et Smith, 1992; Martin *et al.*, 1993; Martin et Smith, 1999), parfois plus, puisque la limite théorique de plongée aérobie dépasse ce seuil chez les odontocètes de plus de 750 kg, dont il fait partie (Schreer et Kovacs, 1997). On ne rencontre pas régulièrement de bélugas au sud du 47^{e} parallèle nord, ce qui donne à penser qu'ils ne tolèrent pas bien les séjours prolongés en eaux chaudes. La température de l'eau peut atteindre plus de 12 °C dans certaines portions de l'aire de répartition de la population de l'ESL en été (Plourde *et al.*, 2002).

Le béluga semble être très philopatrique vis-à-vis des aires d'estivage et des estuaires, ce qui peut les rendre vulnérables à diverses menaces anthropiques. La fidélité aux sites est confirmée par la différenciation significative de l'ADNmt (mais pas de l'ADN nucléaire) parmi les stocks de bélugas (de March et Postma, 2003; Turgeon *et al.*, 2012). La philopatrie a également été avancée d'après l'observation répétée des mêmes individus pendant plus d'une saison (Caron et Smith, 1990). Toutefois, de récentes analyses génétiques étudiant le degré de parenté entre les bélugas chassés dans les mêmes estuaires n'appuient pas la fidélité aux sites et parlent plutôt de fidélité aux aires d'estivage générales plutôt qu'à des estuaires précis (Colbeck *et al.*, 2013). La fidélité aux sites pourrait nuire à la recolonisation des sites abandonnés ou à la dispersion vers de nouveaux sites plus propices à la survie (Mosnier *et al.*, 2010; Colbeck *et al.*, 2013). Cette hypothèse a été émise pour expliquer la disparition complète ou quasi complète des bélugas dans certains estuaires à la suite de la chasse intensive, par exemple de la rivière Mucalic, dans la baie d'Ungava, de la Grande rivière de la Baleine et de la rivière Nowliapic, dans l'est de la baie d'Hudson, et probablement des bancs de la Manicouagan, dans l'ESL (Reeves et Mitchell, 1987; Sergeant et Hoek, 1988; Hammill *et al.*, 2004), bien que, dans ce dernier cas, il soit important de reconnaître qu'une série de barrages construits dans les rivières Manicouagan et aux Outardes au début des années 1960 ont causé d'importants changements hydrologiques qui ont, à leur tour, peut-être rendu les

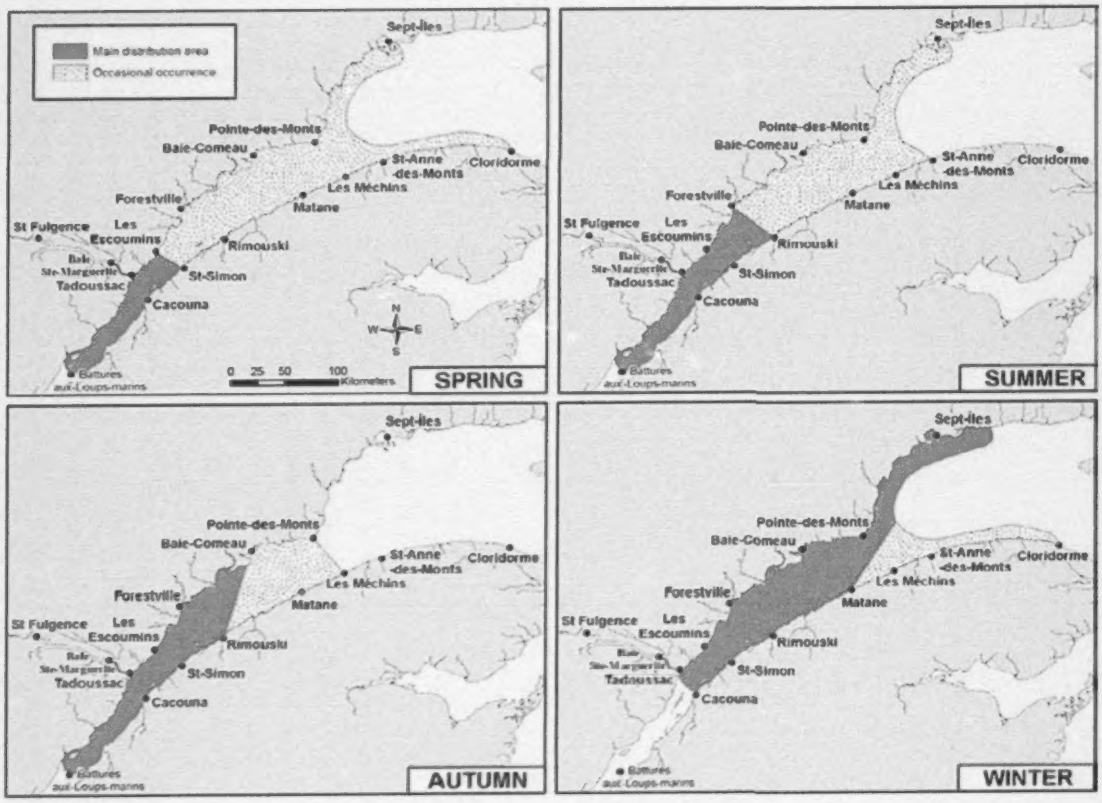
bancs moins propices aux bélugas (Sergeant et Brodie, 1975). La fidélité (philopatrie élevée) à des secteurs précis du système estuarien rend sans doute les bélugas de l'ESL vulnérables aux effets des activités humaines perturbatrices (p. ex. aménagement de ports, exploration et exploitation des hydrocarbures marins) ayant cours dans les lieux de rassemblement et pendant les périodes où ils se rassemblent.

Déplacements et dispersion

Les bélugas de l'ESL semblent entreprendre des déplacements saisonniers limités (Vladykov, 1944; Mosnier *et al.*, 2010; Gosselin *et al.*, 2014; Michaud, 2014). La dispersion est plus susceptible de survenir à des saisons autres que l'été, soit quand l'aire de répartition s'étend plus vers l'est et dans le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent (Mosnier *et al.*, 2010; Gosselin *et al.*, 2014).

L'hiver, les bélugas se rencontrent soit dans l'estuaire maritime, soit dans le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent, lequel demeure partiellement libre de glace tout au long de cette saison (figure 11) (Sears et Williamson, 1982; Boivin et INESL, 1990; Michaud *et al.*, 1990; Lesage *et al.*, 2007).

Un petit nombre de bélugas solitaires, probablement des jeunes, sont occasionnellement signalés dans les eaux côtières de Terre-Neuve-et-Labrador, dans le Canada atlantique. Au cours de la dernière décennie, une dizaine de mentions d'individus se trouvant en dehors des limites ont été documentées dans l'ensemble de Terre-Neuve-et-Labrador (Curren et Lien, 1998; Benjamins et Ledwell, 2009). On ne sait pas à quelle population appartiennent les individus solitaires mais, selon des analyses de substances chimiques et d'éléments traces, ces bélugas, du moins certains des individus échantillonnés dans ces secteurs, viendraient de l'Arctique (Béland *et al.*, 1992; Muir *et al.*, 1996; Brown Gladden *et al.*, 1999 b). Un groupe d'une centaine de bélugas, composé d'adultes et de juvéniles, a été observé et photographié le long de la côte ouest de Terre-Neuve en avril 2009 (Lawson, comm. pers., 2009). Or, on ne s'attend pas à ce que des animaux de stocks nordiques s'aventurent à des latitudes aussi basses d'après les données de télémesure satellitaire (Bailleul *et al.*, 2012). Si ce groupe est formé de bélugas de l'ESL, cela signifierait que les déplacements hivernaux s'étendent sur des distances beaucoup plus grandes qu'on ne le croyait au départ.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Main distribution area = Aire de répartition principale
Occasional occurrence = Occurrence occasionnelle
Kilometers = kilomètres
SPRING = PRINTEMPS
SUMMER = ÉTÉ
AUTUMN = AUTOMNE
WINTER = HIVER

Figure 11. Zone d'occurrence saisonnière actuelle de la population de bélugas de l'ESL (figure tirée de Mosnier *et al.*, 2010).

Interactions interspécifiques

La prédation par l'épaulard (*Orcinus orca*) est une cause au moins occasionnelle de mortalité du béluga en Arctique (Mitchell et Reeves, 1981; Reeves et Mitchell, 1988; Shelden *et al.*, 2003; Higdon et Ferguson, 2009). L'évitement de ce prédateur se nourrissant de mammifères a été mentionné comme l'une des raisons de l'utilisation intensive des eaux estuariennes très peu profondes par les bélugas durant l'été, d'après l'hypothèse voulant que les épaulards soient incapables de nager de manière aussi efficace et sûre dans ce milieu (Sergeant et Brodie, 1969). Dans l'ESL, la prédation par l'épaulard a peut-être joué un rôle dans la sélection de l'habitat par le béluga par le passé, alors que ces prédateurs y étaient assez courants. Des attaques ont d'ailleurs été rapportées au début du XX^{e} siècle (Vladykov, 1944; Michaud, 2005). Les épaulards sont rarement observés de nos jours dans l'ESL, et aucune attaque n'a été signalée récemment. Le requin du Groenland (*Somniosus microcephalus) est un prédateur possible du béluga (Beck et Mansfield, 1969; MacNeil et al., 2012), mais on ne dispose d'aucune preuve d'une telle prédation dans l'ESL.*

À l'instar de plusieurs autres mammifères marins, le béluga se nourrit à un niveau trophique relativement élevé dans le réseau trophique estuarien de l'écosystème du Saint-Laurent, et les mâles s'alimentent à un niveau plus élevé que les femelles (Lesage *et al.*, 2001; Lesage, 2014). Comme pour les bélugas d'autres régions, ceux de l'ESL consomment une variété d'espèces, leur régime alimentaire étant dominé par les poissons-proies (Vladykov, 1946; Lesage, 2014). Les données récentes sur l'alimentation des bélugas de l'ESL sont fragmentaires (Lesage, 2014), mais une étude menée dans les années 1930 laissait entendre que des espèces pélagiques telles que le capelan (*Mallotus villosus*) et le hareng, le lançon (*Ammodytes* sp.) et des espèces démersales de grande taille telles que la morue franche (*Gadus morhua*), l'ogac (*G. ogac*) et les sébastes (*Sebastes* sp.) peuvent être, selon les saisons, d'importantes proies des bélugas de l'ESL (Vladykov, 1946). Plusieurs stocks de ces poissons se sont effondrés depuis les années 1990, et l'on craint actuellement que les bélugas soient en compétition avec les pêches pour certaines de ces ressources (DFO, 2014a; Plourde *et al.*, 2014).

Les bélugas de l'ESL entrent peut-être en compétition avec d'autres mammifères marins pour les ressources alimentaires, mais la portée de cette interaction potentielle reste à établir. D'après les rapports des isotopes stables, les femelles adultes occupent des niveaux trophiques semblables à ceux occupés par le phoque du Groenland, tandis que les mâles adultes seraient aux mêmes niveaux que le phoque gris (*Halichoerus grypus*), les phoques communs juvéniles (*Phoca vitulina*) et les phoques à capuchon femelles (*Cystophora cristata*) (Lesage *et al.*, 2001). Les mysticètes (cétacés à fanons) occupent des niveaux trophiques un peu plus bas, mais ils partagent certaines proies avec le béluga (Gavrilchuk *et al.*, 2014). Plusieurs de ces populations de mammifères marins sont actuellement à la hausse, et l'on s'attend à ce que de plus en plus d'espèces telles que le phoque du Groenland et le phoque gris, qui fréquentent l'ESL principalement pour se nourrir, exacerbent la pression due à la compétition pour les sources de nourriture.

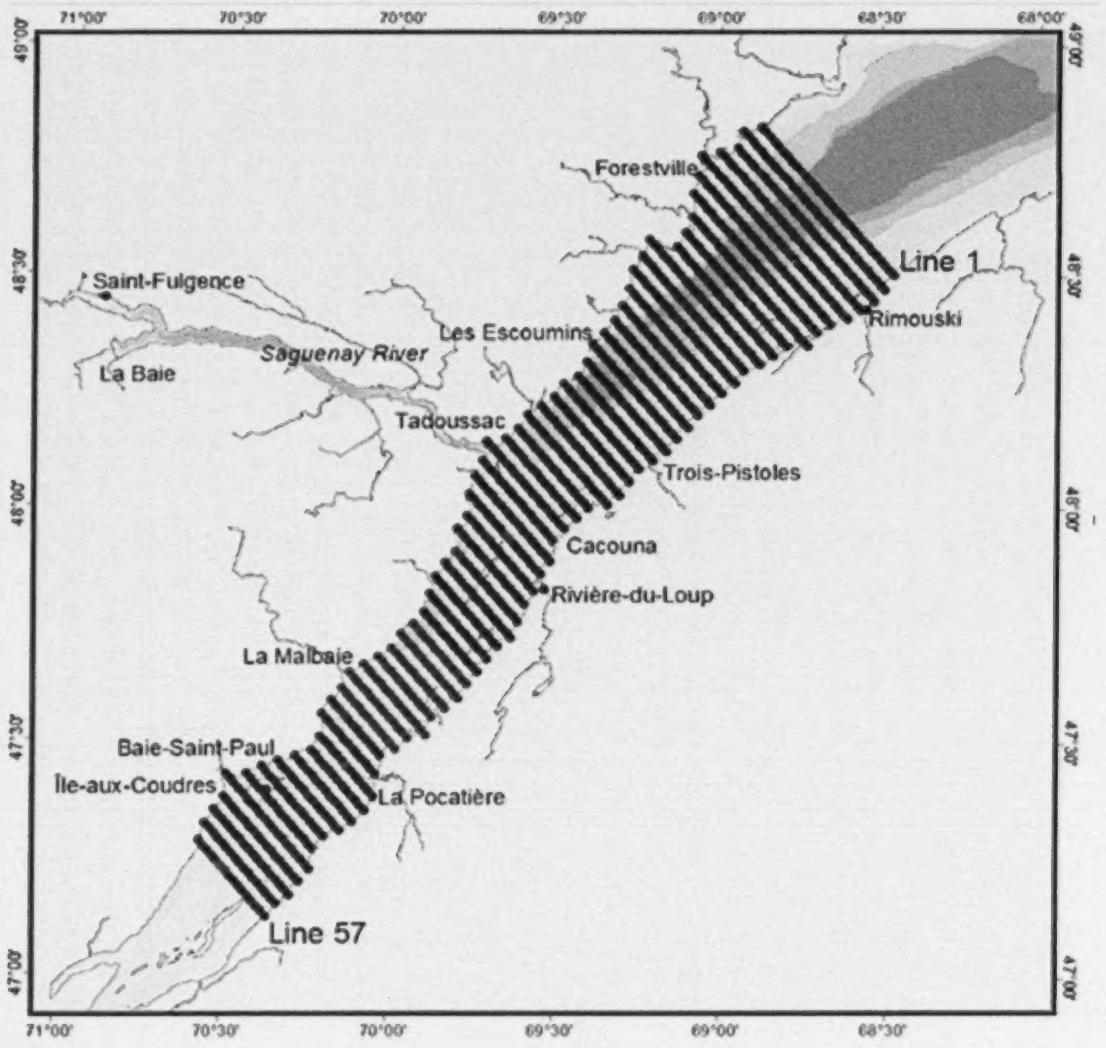
La couverture de glace détermine la répartition des espèces de mammifères marins dans l'ESL en hiver et devrait diminuer progressivement dans les années à venir en raison de la variabilité climatique et des hausses de température connexes (Bourque et Simonet, 2008). Ainsi, les changements climatiques pourraient prolonger la saison libre de glace et perturber les bélugas de l'ESL en modifiant les ressources alimentaires et en haussant la compétition interspécifique à mesure que les autres espèces étendent leur aire de répartition ou prolongent leur séjour à la suite de la perte de couverture de glace (Kingsley, 2002; Measures, 2004).

TAILLE ET TENDANCES DE LA POPULATION

Activités et méthodes d'échantillonnage

On a tenté à la fin des années 1990 de normaliser les données antérieures et d'examiner les tendances démographiques à long terme (Kingsley, 1999). Cependant, la méthode de normalisation a été critiquée, et certains prétendent que seuls les relevés photographiques aériens le long de transects en bande menés depuis 1988 étaient comparables et pouvaient donc être utilisés pour estimer de manière fiable les tendances de la population (Michaud et Béland, 2001). Une deuxième série de relevés aériens répétés le long de transects en ligne a donc été lancée en 2003, et sert actuellement à examiner la taille et les tendances de la population (Gosselin *et al.*, 2014) (voir la figure 12 pour voir le plan de relevé de base).

La zone d'occurrence des bélugas de l'ESL est relativement petite en été, ce qui facilite le recensement de la population à cette saison. Chaque réplicat des relevés d'été a été achevé en une seule journée. Les relevés photographiques englobent généralement environ 50 % de l'aire de répartition totale de l'espèce, tandis que les relevés visuels couvrent une superficie légèrement plus petite (Gosselin *et al.*, 2014). Le plan de relevé était semblable d'une année à l'autre dans le cas des relevés photographiques, la zone de couverture a été élargie au fil du temps de manière à tenir compte de la possible expansion de l'aire de répartition du béluga (Gosselin *et al.*, 2014).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Saguenay River = Rivière Saguenay
Line = Ligne de transect

Figure 12. Exemple de plan de relevé photographique visant à estimer l'effectif des bélugas de l'ESL qui montre les 57 transects, chacun séparé par 2 milles marins, survolés en août 2009. Les relevés réalisés depuis 1988 suivent à peu près le même plan, avec quelques variations légères quant au nombre de transects. Les transects en ligne des relevés visuels ont été survolés suivant le même plan systématique, mais ils étaient espacés par 4 milles marins (figure tirée de Gosselin *et al.*, 2014).

Huit relevés photographiques aériens ont été réalisés de 1988 à 2009, et 28 relevés visuels le long de transects en ligne, de 2001 à 2009 (tableau 1) (Gosselin *et al.*, 2014). Certaines années, on a mené des relevés visuels ainsi que des relevés photographiques pour évaluer une partie de la variabilité observée entre les relevés, de même que pour comparer les effectifs estimés par relevés visuels à ceux estimés par relevés photographiques. La rivière Saguenay a fait l'objet de relevés visuels par hélicoptère, et l'ESL, à la fois de relevés photographiques et de relevés visuels.

Tableau 1. Effectif des bélugas dans l'ESL estimée à partir de relevés photographiques aériens (n = 8) et de relevés visuels le long de transects en ligne (n = 28) menés de 1988 à 2009. Les indices d'abondance sont corrigés pour tenir compte des animaux non visibles à la surface (tableau tiré de DFO, 2014a).

Année	Méthode	N^{bre} de relevés	Estuaire (estimation)	Saguenay (dénombrement)	Indice d'abondance corrigé	IC à 95 %
1988	Photo	1	417	22	893	751–1 062
1990	Photo	1	527	28	1 129	446–2 860
1992	Photo	1	454	3	952	702–1 291
1995	Photo	1	568	52	1 239	881–1 742
1997	Photo	1	575	20	1 222	903–1 654
2000	Photo	1	453	6	953	724–1 254
2001	Visuelle	1	529	15	1 122	555–1 675
2003	Photo	1	630	2	1 319	896–1 942
2003	Visuelle	5	658	7	1 378	1 039–1 828
2005	Visuelle	14	492	39	1 068	891–1 280
2007	Visuelle	1	822	29	1 746	1 047–2 583
2008	Visuelle	1	502	11	1 053	636–1 744
2009	Photo	1	319	10	676	499–915
2009	Visuelle	6	460	17	979	750–1 277

Malgré la normalisation des méthodes de relevé, la variabilité entre les indices d'abondance demeure considérable, et ce, même à l'intérieur d'une même année (Gosselin *et al.*, 2007). Dans les relevés menés de 1992 à 2003, 50 % des bélugas détectés figuraient sur seulement 10 à 14 des quelque 1 000 photos. La nature agrégative de la distribution des bélugas, et la détection, ou non-détection, des grands troupeaux qui en découle peut avoir un impact important sur les indices.

Un facteur de correction de 2,09 (écart-type = 0,16) visant à tenir compte de la disponibilité, établi spécialement pour les relevés photographiques des bélugas de l'ESL (Kingsley et Gauthier, 2002), a été appliqué à la densité dans l'ESL avant l'ajout du dénombrement fait dans la rivière Saguenay aux fins de calcul des indices d'abondance (Gosselin *et al.*, 2014). La correction tient compte des bélugas sous la surface qui ne sont pas photographiés au moment où on les survole. La distance séparant chaque ligne de transect des relevés aériens et l'ajout de lignes de transect au fil du temps ont été pris en compte lors de l'estimation de l'effectif.

Abondance

Les plus récentes estimations de l'effectif des bélugas de l'ESL ont été calculées en 2009 au moyen de 6 réplicats d'un relevé visuel le long de transects en ligne et de 1 réplicat d'un relevé photographique le long de transects en bande (tableau 1). Les valeurs des estimations de 2009 étaient les plus basses des 2 séries chronologiques : 676 individus (IC à 95 % : 490–906) dans le cas du relevé photographique, et 979 individus (IC à 95 % : 750–1277) dans le cas des relevés visuels combinés. Selon le modèle démographique structuré par âge (voir la section **Cycle vital, paramètres démographiques et reproduction**), qui intègre les estimations de l'effectif en plus d'autres paramètres démographiques, la population totale était de 889 individus (IC à 95 % : 672–1167) en 2012, et 583 d'entre eux étaient des individus matures (8 GCC et plus) (Mosnier *et al.*, 2014)

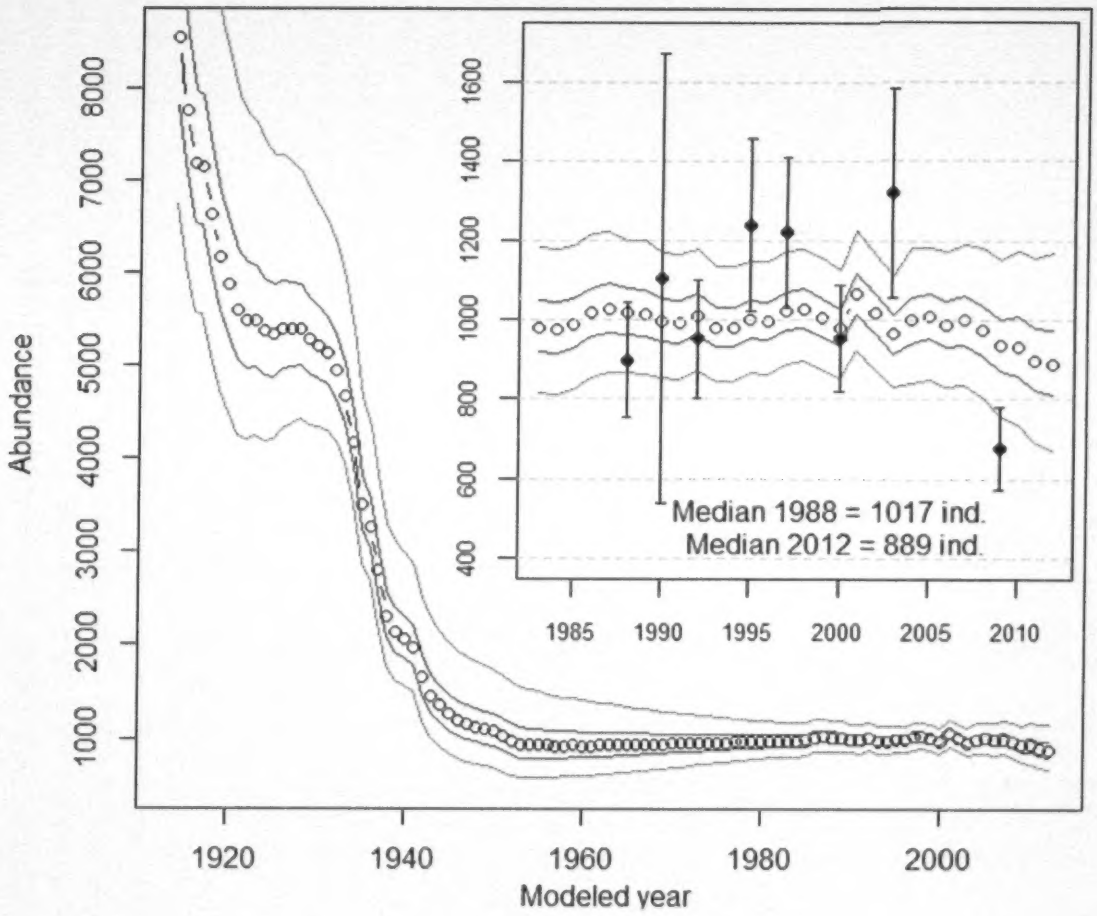
Les estimations des relevés des bélugas de l'ESL sont associées à de grands intervalles de confiance (coefficient de variation de 15 à 25 %) par rapport au taux de changement prévu de la taille de la population. Cette incertitude et celle liée aux valeurs estimées elles-mêmes sont principalement dues à la distribution agrégative des bélugas.

Fluctuations et tendances

À la fin des années 1920 et au début des années 1930, le gouvernement du Québec a subventionné l'utilisation de bombes pour tuer les bélugas dans l'ESL afin d'atténuer les dommages présumés qu'ils causaient à l'industrie de la pêche à la morue (Reeves et Mitchell, 1984). À partir de 1932, Québec offrait une prime pour chaque béluga tué dans le Saint-Laurent. De 1932 à 1938, 2 233 primes ont ainsi été versées. Le programme de primes a pris fin en 1939 (Vladykov, 1944; Reeves et Mitchell, 1984). La taille de la population était estimée à quelque 5 000 à 10 000 individus dans les années 1800 et à moins de 1 000 à la fin des années 1970, époque où l'interdiction de chasse a été officiellement mise en œuvre (Reeves et Mitchell, 1984; Pippard, 1985a; Hammill *et al.*, 2007; Mosnier *et al.*, 2014).

D'après le modèle hiérarchique structuré par âge décrit ci-dessus (dans **Cycle vital, paramètres démographiques et reproduction**), qui intégrait des données historiques sur les captures ainsi que des données récentes issues de relevés de terrain et de rapports sur les carcasses, la population totale comptait environ 1 017 individus en 1988, et s'est stabilisée ou a légèrement augmenté (taux de croissance d'environ 0,13 % par année) entre la fin de la chasse commerciale, dans les années 1960, et le début des années 2000 (Mosnier *et al.*, 2014). Le modèle prévoyait par la suite une baisse de l'effectif (-1,13 % par année), l'établissant à 889 individus (IC à 95 % : 672–1 167) en 2012 (figure 13), ce qui équivaut à un déclin de 12,6 % de la population totale depuis 1988, ou au cours des 10 dernières années de modélisation (soit entre 2002 et 2012), d'après l'hypothèse d'une population stationnaire depuis 1988. Le taux de déclin de la population a été influencé par le choix des données d'entrée. Ainsi, le déclin le plus marqué a été obtenu lorsqu'on a ajusté les valeurs pour tenir compte des effectifs estimés par relevés seulement. Toutefois, toutes les versions du modèle lassaient voir une population relativement stable après l'arrêt de la chasse et une baisse de la taille de la population à partir du début des années 2000 (Mosnier *et al.*, 2014). Le modèle indiquait précisément qu'il y avait 2 293 individus matures en 1934 (3 générations de 26 ans chacune = il y a 78 ans), et 3 168, en 1922 (3 générations de 30 ans chacune = il y a 90 ans); si l'on présume 580 individus matures en 2012, comme l'indique le modèle, le nombre d'individus matures a baissé de 75-82 % au cours des 3 dernières générations (78-90 ans).

Les tendances de l'effectif et de la dynamique des bélugas de l'ESL peuvent être touchées par des biais dans les séries chronologiques, par exemple : 1) mauvais chevauchement des photos d'une année à l'autre, ce qui peut avoir mené à des surestimations ou à des sous-estimations certaines années; 2) difficulté de détecter tous les animaux sur les photos parce que les gris ou les individus de couleur foncée se fondent dans le paysage (ce qui biaiserait négativement l'estimation de l'effectif et les proportions veaux/juvéniles); 3) variabilité associée au facteur de correction appliqué pour tenir compte de la détectabilité (animaux non visibles à la surface) (ce qui pourrait entraîner un biais négatif ou positif); 4) non-correction des estimations de l'effectif établi par relevés visuels pour tenir compte des biais de perception (erreur des observateurs) (ce qui biaiserait négativement l'estimation de l'abondance établie grâce aux relevés visuels, mais celle découlant des relevés photographiques) (Gosselin *et al.*, 2014). Il n'est pas possible de faire une évaluation pertinente de l'impact net de ces biais potentiels mais, selon une interprétation prudente, le nombre de bélugas dans l'ESL diminue lentement depuis ces dernières années et continuera probablement à diminuer.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Abundance = Abondance
Modeled Year = Année modélisée
Median = Médiane

Figure 13. Trajectoire démographique des bélugas de l'ESL de 1912 à 2012 telle qu'elle est prévue par le modèle de la dynamique de la population structurée par âge. Les valeurs médianes (cercles noirs vides) sont présentées avec leurs intervalles de confiance à 50 et à 95 % (lignes bleues et rouges respectivement). Le médaillon montre la période 1983–2012 et compare les estimations de la taille de la population (± écart-type) calculées à partir des relevés photographiques aériens (Gosselin *et al.* 2014) et les résultats du modèle (figure tirée de Mosnier *et al.*, 2014).

Immigration de source externe

Des individus immigrants provenant de populations arctiques ne seraient sans doute pas adaptés aux conditions du système du Saint-Laurent, mais il est impossible d'affirmer qu'ils seraient capables ou non de s'adapter avec le temps. Les connaissances culturelles des individus de la population existante sont primordiales pour assurer la persistance de cette dernière dans l'ESL; or, les immigrants n'ont peut-être pas accès à ces connaissances et ne pourraient donc pas les acquérir si la population existante venait à disparaître.

La probabilité que la dispersion à partir d'une autre population contribue grandement à la population de l'ESL, ou la repeuple, est considérée comme faible (Pippard, 1985a; Sergeant et Hoek, 1988; Lesage et Kingsley, 1998). Des contributions importantes d'autres populations seraient plus probables si celles-ci étaient plus proches et non appauvries (elles le sont pour la plupart).

D'après ce que l'on sait sur les distances de migration des autres populations de l'espèce (Richard *et al.*, 2001; Smith *et al.*, 2007; Bailleul *et al.*, 2012), les bélugas seraient en mesure de se déplacer vers l'intérieur du golfe du Saint-Laurent et au-delà. Certaines années, un petit nombre de bélugas ont été observés bien au-delà des limites de leur aire de répartition normale; en effet, des individus ont été rapportés assez loin dans le sud, au New Jersey, aux États-Unis (Reeves et Katona, 1980; Curren et Lien, 1998). La proportion de ces animaux qui appartiennent à la population de l'ESL et la probabilité qu'ils y retournent sont largement inconnues (Kingsley, 2002).

L'immigration de source externe et l'effet de sauvetage qui en résulte seraient possibles seulement si des milieux propices étaient présents. La population de bélugas de l'ESL n'occupe actuellement qu'une fraction de l'aire de répartition historique (Mosnier *et al.*, 2010), croît depuis la fin de la chasse à un taux plus faible que prévu, et est maintenant en déclin. On ne sait pas si la diminution de la zone d'occupation et la croissance limitée de la population sont indicatrices d'une capacité de charge réduite et, par le fait même, d'un manque de milieux propices pour les immigrants.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

L'évaluation des menaces pesant sur la population de bélugas de l'ESL a produit un impact global des menaces variant de « moyen » à « très élevé ». Un impact global « moyen » renvoie à une réduction estimée de la population de 3 à 30 % (médiane = 15 %), et un impact « très élevé », à une réduction estimée de la population de 50 à 100 % (médiane = 75 %). Parmi les menaces de degré « faible » à « moyen » figurent les intrusions et perturbations humaines, et les activités récréatives. Les menaces de degré « faible » à « élevé » sont entre autres les modifications de l'écosystème telles que celles causées par les pêches, les espèces envahissantes ou autrement problématiques, la pollution due aux effluents industriels, aux polluants atmosphériques, aux apports excessifs

d'énergie (p. ex. bruit artificiel), et les changements climatiques (p. ex. phénomènes météorologiques extrêmes, et températures extrêmes).

Les principales causes de mortalité relevées chez 222 bélugas de l'ESL soumis à une autopsie complète depuis 1983 étaient les maladies infectieuses (32 % des cas), la néoplasie maligne (tumeurs; 14 %), et la dystocie ou les complications post-partum chez les femelles matures (15 %). D'autres morts étaient dues à des collisions avec des bateaux (4 %), la malnutrition primaire (2 %), l'enchevêtrement dans des engins de pêche (1 %), et l'intoxication (un cas) (tableau 2) (Lair *et al.*, 2014). Deux cas d'intersexualité ont été décrits chez les bélugas de l'ESL (un individu présentant un hermaphrodisme véritable [De Guise *et al.*, 1994] et un mâle pseudohermaphrodite). Il s'agit là des seuls cas d'intersexualité documentés parmi les cétacés du monde entier (Lair *et al.*, 2014). Aucun cas de néoplasie n'a été signalé chez les bélugas de l'ESL nés supposément après 1971 (Lair *et al.*, 2014). L'immunosuppression fait augmenter la susceptibilité aux maladies infectieuses, principale cause de mortalité au sein de la population de l'ESL, et elle est peut-être associée au stress social et reproducteur (Schuurs et Verheul, 1989), à la malnutrition, aux agents infectieux et non infectieux, et aux contaminants chimiques présents dans le système tels que les PCB (Hall *et al.*, 2006; Lebeuf *et al.*, 2007; Selgrade, 2007).

Tableau 2. Principales causes de mortalité chez les bélugas de l'ESL de 1983 à 2012, classées par catégorie de diagnostic et groupe d'âge (tableau tiré de Lair *et al.*, 2014).

Principales causes de mortalité	Groupes d'âge (n [% dans le groupe d'âge])				Total
	Nouveau-né	Juvénile (< 8 GCC)	Jeunes adultes (8 à GCC)	Adultes matures (> 19 CGG)	
Maladies infectieuses	-	18 (72 %)	8 (36 %)	46 (29 %)	72 (32 %)
Néoplasie maligne	-	-	-	31 (20 %)	31 (14 %)
Dystocie/complication post-partum	-	-	6 (40 %)[1]	12 (15 %)[1]	18 (15 %)[1]
Mortalité néonatale	18 (95 %)	-	-	-	18 (8 %)
Collision avec bateau/ navire	-	1 (4 %)	-	7 (4 %)	8 (4 %)
Malnutrition primaire	-	-	-	5 (3 %)	5 (2 %)
Enchevêtrement dans des engins de pêche	1 (5 %)	-	-	1	2 (1 %)
Intoxication	-	-	-	1	1

Principales causes de mortalité	Groupes d'âge (n [% dans le groupe d'âge])				Total
	Nouveau-né	Juvénile (< 8 GCC)	Jeunes adultes (8 à GCC)	Adultes matures (> 19 CGG)	
Autres causes non infectieuses	-	2 (8 %)	3 (14 %)	7 (5 %)	12 (5 %)
Non déterminée	-	4 (16 %)	5 (23 %)	46 (29 %)	55 (25 %)
Total	19	25	22	156	222

[1] Pourcentage de femelles.

Des menaces sporadiques telles que les déversements de substances toxiques, les proliférations d'algues nocives et les épizooties (épidémie au sein d'une population animale) sont susceptibles de causer des morts multiples sur une courte durée. De nombreux navires empruntant le Saint-Laurent transportent des produits d'hydrocarbures et d'autres substances toxiques, et le nombre de pétroliers chargés se déplaçant dans la Voie maritime a commencé à augmenter en 2014, depuis que l'on décharge du pétrole de l'Alberta à Sorel à partir du réseau ferroviaire au moyen d'installations existantes. On s'attend à ce que ce trafic augmente à court et à moyen terme.

Intrusions et perturbations humaines

Dans l'ESL, les bélugas sont exposés de manière chronique à un volume élevé de circulation maritime, composée de bateaux tant gros que petits (Chion *et al.*, 2009; Ménard *et al.*, 2014; Som, 2007). Les risques de collision avec de gros navires commerciaux sont faibles étant donné la vitesse généralement peu élevée et le trajet prévisible de ces derniers, et la grande agilité et l'ouïe très fine des bélugas (Johnson *et al.*, 1989; Erbe, 2008; Mooney *et al.*, 2008). Toutefois, les risques de collision avec des embarcations de petite taille ou se déplaçant rapidement, ou avec d'autres véhicules motorisés sont relativement élevés si l'on en juge par les quelques cas documentés depuis 1983 (Lair *et al.*, 2014).

Le trafic maritime et les activités récréatives mettant en cause des embarcations motorisées et non motorisées (p. ex. kayaks) peuvent interférer avec le processus de mise bas dans les cas où l'on tente de s'approcher directement des femelles gravides. Le trafic maritime (et son volume) en périodes touristiques et récréatives de pointe en juillet et août, moment où les bélugas de l'ESL mettent bas, ont augmenté dans les secteurs fréquentés par les femelles, les juvéniles et les veaux de 2003 à 2012 (Ménard *et al.*, 2014). Les perturbations pendant la mise bas, qui peut prendre des heures (voir par exemple Robeck *et al.*, 2005), pourraient constituer un facteur aggravant, en particulier si les femelles sont affaiblies par la dystocie, des problèmes de santé causés par les contaminants, des infections ou d'autres maladies (Ménard *et al.*, 2014). Les années 2010 et 2012 ont été particulièrement bonnes pour la navigation dans le fleuve, et de nombreux cas de mortalité

de nouveau-nés ont été déclarés (Ménard *et al.*, 2014). On ne sait pas si les bélugas ont été exposés à plus de perturbations humaines au cours de ces deux années que pendant les années où les conditions météorologiques estivales étaient moyennes.

Les aéronefs volant à basse altitude peuvent provoquer des réponses comportementales négatives à court terme (Richardson *et al.*, 1995). Les vols à des altitudes inférieures à 305 m (1 000 pi) sont interdits à l'intérieur du parc marin du Saguenay-Saint-Laurent, mais ils ne sont aucunement réglementés dans les autres portions de l'habitat de la population de bélugas de l'ESL.

Modifications des systèmes naturels

Les pêches peuvent faire diminuer l'abondance, la qualité et la disponibilité des proies, en plus d'entraîner des changements dans l'ensemble de l'écosystème. Ces dernières décennies, plusieurs populations de poissons dans l'ESL et le golfe du Saint-Laurent (p. ex. l'anguille d'Amérique [*Anguilla rostrata*] et la morue franche) ont baissé considérablement, sans doute à cause de la surpêche, mais aussi, du moins en partie, de la dégradation de l'habitat et de la présence d'obstacles à la migration (COSEWIC, 2006; DFO, 2009). La coïncidence entre les changements dans la dynamique de la population de bélugas de l'ESL et l'effondrement de certains stocks de poissons surexploités vient corroborer l'hypothèse établissant un lien entre la croissance de la population de bélugas et les conséquences des activités de pêche sur les proies (p. ex. hareng atlantique) dont ces baleines dépendent (Plourde *et al.*, 2014).

Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques

Comme dans nombre d'autres zones côtières tempérées, les proliférations du dinoflagellé *Alexandrium tamarense*, qui produit des toxines paralysantes chez les mollusques telles que la saxitoxine (STX) et ses dérivés, se produisent régulièrement dans l'ESL, et on les a associées à la mortalité de bélugas et d'autres espèces marines (Scarratt *et al.*, 2014). La souche de l'*A. tamarense* indigène dans l'ESL est réputée être extrêmement nuisible, et des signes d'exposition chronique sublétale chez les bélugas de l'ESL ont été observés ces dernières années; une telle exposition pourrait rendre les animaux plus vulnérables à d'autres agents de stress et aux accidents (Scarratt *et al.*, 2014). L'eutrophisation, la variabilité du climat et les modifications de la configuration des pluies peuvent hausser la fréquence et la gravité des fleurs d'eau toxiques dues à l'*A. tamarense* et à d'autres espèces d'algues toxiques présents dans l'ESL (Van Dolah, 2000; Anderson *et al.*, 2012). Les risques sont particulièrement aigus au sein des petites populations isolées, comme la population de bélugas de l'ESL, qui peuvent être grandement perturbées par un seul épisode d'intoxication (Scarratt *et al.*, 2014).

Les épizooties sont principalement causées par des virus, par exemple le papillomavirus et l'herpèsvirus, lesquels ont été observés chez des bélugas de l'ESL (De Guise *et al.*, 1994; Lair *et al.*, 2014). D'autres agents pathogènes tels qu'une bactérie du genre *Brucella* et le protozoaire *Toxoplasma gondii* peuvent causer des maladies infectieuses menant à des troubles reproducteurs (Mikaelian *et al.*, 2000; Nielsen *et al.* 2001). Le morbillivirus des cétacés (CeMV) pose des risques élevés chez les bélugas de l'ESL, qui n'y ont jamais été exposés (Mikaelian *et al.*, 1999; Nielsen *et al.*, 2000). Le CeMV est responsable de centaines de cas de mortalité chez des cétacés d'autres régions du monde (Taubenberger *et al.*, 1996), tandis qu'un virus apparenté, le morbillivirus des phoques (PDV), a entraîné la mort de milliers de pinnipèdes (Osterhaus et Vedder, 1988; Jensen *et al.*, 2002), notamment en Nouvelle-Angleterre récemment (Earle *et al.*, 2011). De 2013 à 2014, on a rapporté la mort de plus de 1 200 cétacés à la suite d'une épizootie de CeMV au large de la côte est des États-Unis (NOAA,_2014). Les morbillivirus causent bronchopneumonie, encéphalite, suppression immunitaire et mort, et ils peuvent rapidement entraîner des épizooties vu leur nature hautement contagieuse et la facilité de leur transmission parmi les animaux sociaux (Kennedy, 1998; Di Guardo *et al.*, 2005). Les bélugas risquent d'être infectés par les morbillivirus au contact de mammifères terrestres et marins porteurs (Barrett, 1999; Philippa *et al.*, 2004).

Plusieurs facteurs rendent les bélugas de l'ESL vulnérables aux épizooties : petite taille de la population, caractère grégaire, aire de répartition restreinte, isolement par rapport aux populations voisines, système immunitaire potentiellement affaibli par l'exposition chronique à des contaminants, et faible diversité des haplotypes du complexe majeur d'histocompatibilité (CMH), laquelle est essentielle aux réponses immunitaires propres aux antigènes (Murray *et al.*, 1999; Nielsen *et al.*, 2000; DFO, 2012). La tendance vers un réchauffement planétaire pourrait favoriser la survie et la transmission des agents pathogènes, ou encore l'expansion de l'aire de répartition des espèces de mammifères marins exotiques infectées dans l'ESL et le golfe, exposant ainsi les bélugas de l'ESL à des agents pathogènes exotiques contre lesquels ils n'ont peut-être aucune résistance immunitaire (DFO, 2002; Measures, 2004, 2008; Burek *et al.*, 2008). Les contaminants biologiques provenant d'eaux usées municipales, de déchets, d'eaux des ballasts de navires et d'eaux de ruissellement côtier rejetés dans l'écosystème du Saint-Laurent peuvent également infecter les bélugas de l'ESL, et entraîner des cas de morbidité et de mortalité au sein de la population. Parmi ces contaminants biologiques figurent les bactéries coliformes, les virus entériques humains, les parasites protozoaires tels que ceux du genre *Cryptosporidium* et le *Toxoplasma gondii*, et les bactéries résistantes aux antibiotiques (Measures et Olson, 1999; Higgins, 2000; Mikaelian *et al.*, 2000; Payment *et al.*, 2000, 2001; Miller *et al.*, 2002; Measures, 2004).

Les microorganismes tels que les virus, les bactéries, les parasites et les algues toxiques peuvent nuire à la longévité et au succès reproducteur du béluga. Les maladies infectieuses ont été la cause de mortalité chez 32 % des bélugas examinés par autopsie de 1983 à 2012. Chez les jeunes bélugas, les maladies étaient particulièrement prévalentes (Lair *et al.*, 2014) : infections bactériennes (11 %), pneumonie vermineuse (11 %), gastroentérite/péritonite vermineuse (4 %), toxoplasmose (2 %), pneumonie causée par un protozoaire (2 %) et infections à herpèsvirus (1 %). Un seul cas d'intoxication par la saxitoxine, causé par le dinoflagellé *Alexandrium tamarense*, a été documenté en 2008, mais on soupçonne que cet organisme est le responsable de plusieurs autres morts lors de l'éclosion massive décrite cette année-là dans l'ESL (Scarratt *et al.*, 2014; Starr, données inédites). Des infections non fatales causées par différentes espèces de vers parasitaires ont été décrites à partir de quelques carcasses de bélugas (Lair *et al.*, 2014). De telles infections sont réputées affaiblir le système immunitaire ou diminuer la valeur adaptative des individus gravement infectés.

Pollution

Les forts courants et marées, la couverture de glace saisonnière et les périodes de brouillard fréquentes dans l'ESL et le golfe du Saint-Laurent augmentent les risques de déversement de substances toxiques. Jusqu'à maintenant, il y a eu très peu de déversements graves dans le Saint-Laurent, et la plupart étaient dans des ports (Villeneuve et Quilliam, 1999). Néanmoins, un déversement important de produits toxiques aurait des effets étendus puisque les polluants se propagent rapidement (Kingston, 2005). Comme la zone occupée par les bélugas est restreinte et compte tenu du projet de port pétrolier à l'intérieur de l'habitat essentiel de l'espèce, un déversement majeur d'hydrocarbures pourrait perturber un grand nombre d'individus et avoir des conséquences à long terme dans une grande portion de l'aire de répartition (Peterson *et al.*, 2003). Des statistiques internationales sur des déversements d'envergure petite (moins de 7 tonnes), moyenne (de 7 à 700 tonnes) et grande (plus de 700 tonnes) de pétroliers indiquent un déclin tant du volume de déversement que du nombre d'incidents au cours de la période de 1970 à 2013. Les petits et moyens déversements représentaient 95 % des incidents consignés dans le monde entier pendant cette période, 40 % des petits déversements et 29 % des déversements moyens se produisant lors des opérations de chargement ou de déchargement, lesquelles sont normalement effectuées dans les ports et les terminaux pétroliers (ITOPF, 2013). Selon une récente étude examinant les risques actuels de déversement d'hydrocarbures en eaux canadiennes, fondée sur le trafic maritime et le volume d'hydrocarbures des 10 années les plus récentes ainsi que sur les données environnementales existantes, le Saint-Laurent et son golfe font partie des zones les plus susceptibles de subir de grands déversements (WSP Canada Inc., 2014). Au Canada, 30 incidents de pollution de l'eau par des hydrocarbures, des substances chimiques ou d'autres polluants ont été rapportés de 2007 à 2009 à des installations de manutention d'hydrocarbures (en moyenne 10 par année). Le volume des déversements n'est pas donné (Office of Auditor General of Canada, 2010).

La population de bélugas de l'ESL vit en aval des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, région densément peuplée et très industrialisée du Canada et des États-Unis. Par conséquent, les bélugas de l'ESL font partie des mammifères marins les plus contaminés (DFO, 2012). Les contaminants chimiques et biologiques dans l'écosystème du Saint-Laurent proviennent de diverses sources (déchets agricoles, industriels et municipaux, trafic maritime, activités de dragage et autres) et soulèvent des préoccupations quant au rétablissement de la population de bélugas de l'ESL. Bien que des mesures aient été prises pour interdire ou réduire les rejets de substances chimiques toxiques (p. ex. par l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 1978 de la Commission mixte internationale, organisme binational du Canada et des États-Unis), certains contaminants persisteront dans l'écosystème et les tissus de bélugas pendant des décennies encore (Lebeuf *et al.*, 2007, 2014a). Les polluants organiques persistants (POP) sont transférés, très efficacement pour certains, d'une génération à l'autre (Desforges *et al.*, 2012; Lebeuf *et al.*, 2014a). De nouveaux contaminants, par exemple les produits ignifuges toxiques (polybromodiphényléthers, ou PBDE), se sont accumulés à un taux exponentiel dans les bélugas jusqu'à leur réglementation à la fin des années 1990; leurs teneurs sont encore à leur maximum dans les tissus tant des adultes que des veaux (De Wit, 2002; Lebeuf *et al.*, 2004, 2014a, 2014 b). D'autres continuent à faire leur apparition dans l'environnement, notamment ceux récemment décelés dans des anguilles d'Amérique de l'Est canadien, proie potentielle des bélugas de l'ESL (Byer *et al.*, 2014). Certaines pathologies associées à l'exposition chronique à des contaminants chimiques peuvent prendre des années avant de se manifester (de 15 à 25 ans), ce qui donne à penser que des épisodes de pollution passés peuvent encore compromettre la santé de la population actuelle. De plus, des effluents des usines d'épuration des eaux usées municipales renferment des détergents, des produits pharmaceutiques et divers autres contaminants composés de perturbateurs endocriniens. On ignore les effets de ces contaminants sur le béluga, mais ceux-ci peuvent s'accumuler dans la chaîne trophique (voir les références dans DFO, 2012).

La contamination chimique est peut-être liée aux taux anormalement élevés de cancer et d'autres maladies observés chez les bélugas de l'ESL (Lair, 2007; Lair *et al.*, 2014), de même qu'à des changements du système reproducteur, bien qu'un lien de causalité ne soit pas établi, et puisse ne jamais l'être, chez les bélugas de l'ESL (Béland *et al.*, 1992; De Guise *et al.*, 1996; Martineau *et al.*, 2003; Lebeuf *et al.*, 2010, 2014 b; Lair *et al.*, 2014). Pour un résumé des principaux types de contaminants chimiques présents dans l'écosystème du Saint-Laurent, veuillez consulter l'annexe 2 du programme de rétablissement du béluga (DFO, 2012). L'hypothèse proposée pour expliquer le taux élevé de cancer chez les bélugas de l'ESL est fondée sur l'exposition à des substances chimiques cancérogènes telles que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (Martineau *et al.*, 1994; De Guise *et al.*, 1995; Martineau *et al.*, 1995, 1998, 2002). L'occurrence d'adénocarcinomes gastrointestinaux dans des bélugas de l'ESL (extrêmement rares chez les cétacés) fait croire à une relation entre le cancer et les HAP. Il a été présumé que les bélugas ingèrent peut-être des sédiments cancérogènes (Martel *et al.*, 1986) alors qu'ils tentent de capturer des proies benthiques par succion (Pelletier *et al.*, 2009), ce qui pourrait mener au développement de cancers dans le tube digestif (Martineau *et al.*, 1995). Toutefois, cette hypothèse est débattue (Dillberger, 1995; Theriault *et al.*,

2002; Hammill *et al.*, 2003). L'absence de cas de néoplasie chez les bélugas nés après 1971, année où on a mis fin aux rejets directs de HAP à partir des fonderies d'aluminium, tend à valider l'hypothèse d'une relation entre les adénocarcinomes intestinaux et les HAP (Lair *et al.*, 2014). D'autres pathologies que l'on soupçonnait être dues à la contamination chimique ont depuis été associées à la vieillesse (Measures, 2008; Lair *et al.*, 2014).

Bien que les bélugas de l'ESL semblent mieux tolérer le trafic maritime (Blane et Jackson, 1994; Lesage *et al.*, 1999) que les bélugas de l'Arctique, où la navigation est (ou était jusqu'à récemment) quasi inexistante (Finley, 1990), ils ne sont pas immunisés contre les perturbations. Les réponses physiologiques et vocales au bruit des bélugas de l'ESL ont été décrites (Lesage *et al.*, 1999; Scheifele *et al.*, 2005), et l'abandon de certains secteurs, comme la baie de Tadoussac, à la suite de l'aménagement d'une marina, est réputé être lié au trafic maritime accru (Pippard, 1985a). On reconnaît de plus en plus que l'exposition au bruit des bateaux et à d'autres bruits chroniques de faible intensité peut perturber les cétacés et d'autres organismes aquatiques, et qu'elle pourrait être un facteur important nuisant à la valeur adaptative des individus et à l'état de la population (Wright, 2009; Tyack, 2008; Hatch et Fristrup, 2009; Clark *et al.*, 2009). Le bruit peut masquer des signaux importants, réduire l'« espace acoustique », détourner l'attention et perturber le comportement naturel, mener à l'accoutumance ou à une « surdité apprise », et causer des stress chroniques (Rolland *et al.* 2012; Hatch et Fristrup, 2009; Clark *et al.*, 2009). L'exposition au bruit peut compromettre les fonctions physiologiques en réduisant l'énergie et le temps alloués aux activités essentielles (p. ex. l'alimentation), ou en perturbant les interactions sociales (p. ex. les relations acoustiques à mesure que les petits s'éloignent de leur mère pendant des périodes prolongées lors du sevrage [Smolker *et al.*, 1993; Taber et Thomas, 1982; Tyack et Clark, 2000). À l'embouchure de la rivière Saguenay, le trafic maritime réduit l'espace de communication potentiel, le ramenant à moins de 30 % du niveau attendu dans des conditions de bruit naturelles pendant la moitié du temps, et à moins de 15 % pendant un quart du temps, et ce, quelle que soit la fréquence des appels (McQuinn *et al.*, 2011, Gervaise *et al.*, 2012). En fonction des niveaux de la source et de la direction des déplacements, les navires marchands dans l'ESL exposent jusqu'à 15 à 48 % de la population de bélugas à des niveaux de bruit dépassant les 120 dB re 1 µPa RMS environ 18 fois par jour (Lesage *et al.*, 2014 b). De tels niveaux rendent l'environnement non propice et empêchent les bélugas de mener à bien leurs fonctions vitales (DFO, 2012).

Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents

Les modèles climatiques prévoient que le golfe du Saint-Laurent sera libre de glace d'ici 50 ans (Dufour et Ouellet, 2007). Le béluga est une espèce adaptée aux conditions de glace, et sa capacité de survivre dans un milieu où la couverture de glace est réduite ou absente, et où les températures moyennes sont plus élevées, n'est pas connue. La hausse des températures de l'eau et la diminution de la couverture de glace peuvent affecter directement les bélugas en réduisant les possibilités de refuge pendant les tempêtes hivernales (Barber *et al.*, 2001), ou altérer la structure de l'écosystème, influer sur la disponibilité de la nourriture et accroître la compétition interspécifique à mesure que d'autres espèces élargissent leur aire de répartition à la suite de la perte de couverture de glace (Moore et Huntington, 2008; Heide-Jørgensen *et al.*, 2010). De nombreuses espèces

de poissons sont vulnérables à la température de l'eau, et la survie, la fraye, la croissance, et les périodes et voies migratoires s'en trouvent ainsi touchées (Gilbert et Couillard, 1995; Minns *et al.*, 1995; Narayana *et al.*, 1995; Gilbert, 1996; Gilbert et Pettigrew, 1996). De plus, la biodiversité et la productivité dans l'ESL et le golfe sont entravées par l'hypoxie (manque d'oxygène) (Diaz, 2001), conditions qui peuvent également influer sur la disponibilité des proies des bélugas de l'ESL.

Développement commercial, et corridors de transport et de service

Les activités industrielles liées à l'aménagement côtier peuvent réduire la qualité de l'habitat des bélugas de l'ESL. La construction et l'exploitation du projet de terminal pétrolier à Cacouna, dans un des rares secteurs où les femelles, les juvéniles et les baleineaux se rassemblent (pouponnière) et où ils ne sont que peu exposés au bruit des bateaux (DFO, 2014 b), abaisseraient probablement la qualité et la quantité des parcelles d'habitat essentiel; c'est pourquoi ce projet est perçu comme une menace potentielle pour le rétablissement de la population de bélugas de l'ESL.

Blane et Jackson (1994) ont observé que les bélugas évitaient les bateaux en prolongeant les intervalles de respiration à la surface, en augmentant la vitesse de nage et en formant des troupeaux plus serrés. Comme il a été mentionné ci-dessus, les bélugas ont abandonné la baie de Tadoussac et modifié leurs déplacements à l'embouchure de la rivière Saguenay à la suite de la hausse du trafic maritime dans ce secteur (Pippard, 1985a; Caron et Sergeant, 1988). L'ESL est emprunté par une variété grandissante de bateaux, et les risques de collision avec des bélugas s'en trouvent accrus. Les activités de dragage (aux fins d'entretien, à Rivière-du-Loup), à l'extérieur des voies navigables, et les opérations d'entretien des ports qui ont lieu sur une base régulière dans diverses portions de l'habitat essentiel affectent provisoirement l'habitat d'une petite proportion de la population, et ce, même si la zone touchée est limitée. L'impact de cette perturbation n'est pas connu.

Autres facteurs

Le béluga est une espèce relativement longévive, à maturité tardive et à faible taux de reproduction (Ray, 1981); il s'agit là de facteurs qui pourraient limiter son rétablissement. Dans l'éventualité d'une mortalité massive, il faudrait de nombreuses années avant que la population de l'ESL ne retrouve sa taille actuelle (DFO, 2012). En outre, dans les petites populations de bélugas isolées, comme celle de l'ESL, la probabilité de consanguinité et la dépression de consanguinité sont relativement élevées. La dépression de consanguinité et l'hétérozygotie réduite peuvent faire diminuer l'efficience métabolique, le taux de croissance et le taux de reproduction, en plus de compromettre la fonction du système immunitaire et la résistance aux maladies (Gilpin et Soule, 1986; O'Brien et Evermann, 1988; Knapp *et al.*, 1996; Keller et Waller, 2002). Les bélugas de l'ESL affichent une faible diversité génétique (de March *et al.*, 2002), mais le degré auquel ce facteur affecte la reproduction et la santé générale n'est pas établi avec certitude.

Nombre de localités

L'évaluation des menaces a révélé une localité au sein de laquelle un seul événement menaçant pourrait rapidement toucher tous les individus du taxon.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

La chasse au béluga dans l'ESL a été interdite en 1979 aux termes du *Règlement sur la protection du bélouga*, pris en application de la *Loi sur les pêches*. Ce règlement a été remplacé par le *Règlement sur les mammifères marins* en 1993. La réglementation en vigueur est en cours de révision, mais toute perturbation causée aux mammifères marins demeurera probablement illégale, sauf aux termes d'exemptions faisant l'objet d'un permis.

En 1983, le COSEPAC a désigné la population de bélugas de l'ESL « en voie de disparition » (Pippard, 1985a), et cette désignation a été confirmée en 1996 (Lesage et Kingsley, 1998). La population a par la suite été désignée « menacée » en 2004 (COSEWIC, 2004). Le béluga de l'ESL est désigné « espèce menacée » aux termes de la *Loi sur les espèces menacées et vulnérables* (RLRQ, c E-12.01) du Québec depuis 2000. Plus récemment, en 2014, le COSEPAC a évalué la population de bélugas de l'ESL et l'a désignée « en voie de disparition ».

En mai 2005, la population de bélugas de l'ESL a été inscrite sur la liste des espèces menacées de l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du gouvernement fédéral. Aux termes de la Loi, il est interdit de tuer un individu de cette espèce (UD), de lui nuire, de le harceler, de le capturer ou de le prendre, de même que d'endommager la résidence d'un ou de plusieurs individus. La Loi interdit également de détruire toute partie de l'habitat essentiel de l'espèce et exige l'élaboration d'un programme de rétablissement et la désignation de l'habitat essentiel. Un premier programme de rétablissement visant la population de bélugas de l'ESL a été élaboré avant l'inscription de cette dernière à la liste de la LEP (DFO et WWF, 1998). Un deuxième programme, qui désigne officiellement l'habitat essentiel, a été publié en 2012 (DFO, 2012). L'habitat essentiel des bélugas de l'ESL correspond à la zone occupée en été par les femelles accompagnées de nouveau-nés et de juvéniles (figure 6).

Un plan d'action visant la mise en œuvre du programme de rétablissement de la population de bélugas de l'ESL devrait être publié d'ici 2016 (DFO, 2012). En 2012, le rétablissement de la population de bélugas de l'ESL était réputé réalisable, l'objectif à long terme étant d'atteindre une population de 7 070 individus, ce qui représente 70 % de la taille historique estimée. À un taux de croissance démographique de 4 %, un tel effectif aurait été réalisable d'ici les années 2050. Cependant, à un taux de 1 % (Hammill *et al.*, 2007), taux de croissance présumé de la population au moment de la rédaction du programme de rétablissement, il faudrait 90 années de plus pour atteindre l'objectif. Par conséquent, un objectif intermédiaire de 1 000 individus matures a été proposé (DFO,

2012). Il est peu probable que les cibles et les échéances de rétablissement initiales soient respectées.

Les bélugas sont également protégés par le *Règlement sur les activités en mer dans le parc marin du Saguenay — Saint-Laurent* (2002), adopté en vertu de la *Loi sur le parc marin du Saguenay — Saint-Laurent*. Le parc marin du Saguenay-Saint-Laurent, l'une des premières aires marines protégées du Canada, a été établi en 1998 en vue de favoriser le rétablissement de la population de bélugas. Il est géré par Parcs Canada. Pour exploiter une entreprise d'excursions en mer ou offrir un service de navette, mener des recherches scientifiques ou organiser une activité spéciale dans le parc, il faut être titulaire d'un permis. Aux termes du Règlement, il est interdit de tuer, de blesser ou de déranger un mammifère marin, et il faut garder une distance d'au moins 400 m entre le bateau et un mammifère marin d'une espèce ou d'une population désignée en voie de disparition ou menacée par la LEP, ce qui comprend les bélugas de l'ESL.

La Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES) assure également une protection au béluga. La CITES surveille le commerce international de produits dérivés de la faune et de la flore pour assurer la survie des espèces. Au Canada, la CITES est administrée et appliquée aux termes de la *Loi sur la protection d'espèces animales ou végétales sauvages et la réglementation de leur commerce international et interprovincial*. La population de bélugas de l'ESL figure à l'annexe II de la CITES, selon laquelle un permis est requis pour importer ou exporter des échantillons de bélugas.

Statuts et classements non juridiques

Le béluga est inscrit sur la liste rouge de l'UICN en tant qu'« espèce quasi menacée ». NatureServe a attribué la cote mondiale G4T3Q[1] (dernière évaluation le 24 octobre 2000), qui indique que l'espèce est « apparemment non en péril ». Le rang « T » suivant la cote mondiale de l'espèce précise que les bélugas de l'ESL ont une cote de conservation applicable aux taxons intraspécifiques de 3, soit « vulnérable » : « espèce modérément susceptible de disparaître du territoire en raison d'une aire de répartition plutôt limitée, d'un nombre relativement faible de populations ou d'occurrences, de déclins récents et généralisés, de menaces ou d'autres facteurs ». Le qualificateur « Q » suivant le rang « T » renvoie à la nature non officielle du statut taxinomique intraspécifique de la population. À l'échelle nationale, le béluga de l'ESL a la cote N2 (évaluation le 15 novembre 2011) et, par conséquent, est considéré comme « en péril – très susceptible de disparaître » (NatureServe, 2014). À l'échelle provinciale, V. Lesage, du MPO, a attribué la cote « S1 » à la population de bélugas de l'ESL : « gravement en péril – extrêmement susceptible de disparaître du territoire. » Le gouvernement du Québec a accepté que le statut change de S2 à S1. Ce dernier sera mis à jour sur le site Web de NatureServe au printemps 2015 (Gauthier, comm. pers., 2014).

[1] Ce statut devrait changer pour devenir G4T1Q à la suite du récent passage de la cote de S2 à S1 (Gauthier, comm. pers., 2014).

Selon le rapport *Espèces sauvages*, les cotes à jour (2010) de la situation générale du béluga sont « en sécurité » au Canada et « en péril » dans l'Atlantique (que seule la population de l'ESL fréquente) (Wild Species, 2010).

Protection et propriété de l'habitat

Jusqu'à récemment, la *Loi sur les pêches* du gouvernement fédéral interdisait toute activité entraînant la détérioration, la destruction ou la perturbation de l'habitat du poisson, tel qu'il est défini aux termes de la Loi, y compris l'habitat des mammifères marins. La *Loi sur les pêches* a été modifiée en 2012 et protège maintenant l'habitat du poisson contre les dommages sérieux. Toutefois, cette protection s'applique uniquement aux poissons visés par une *pêche commerciale, récréative ou autochtone (CRA)* (DFO, 2013). Puisque le béluga n'est pas visé par une pêche (ou la chasse) et qu'aucune pêche CRA n'en dépend, son habitat n'est plus protégé juridiquement et directement par la Loi modifiée. Toutefois, comme les bélugas de l'ESL cohabitent avec des espèces de poissons visées par une pêche CRA ou dont dépend une telle pêche, certaines caractéristiques de leur habitat peuvent profiter d'une protection indirecte de l'interdiction d'exercer une activité entraînant des dommages sérieux à l'habitat du poisson de la *Loi sur les pêches*.

La *Loi sur les pêches* réglemente aussi l'introduction de substances toxiques dans l'habitat du poisson. D'autres mesures réglementaires ou législatives fédérales régissent les activités susceptibles de perturber la population de bélugas de l'ESL et son habitat, par exemple la *Loi sur la marine marchande du Canada* (2001), la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* (1992) et la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) (DFO, 2012).

Un texte de loi important pour la protection de l'habitat est la LEP, qui exige que l'habitat essentiel de toutes les espèces inscrites soit protégé par la loi dans les six mois suivant sa désignation dans un programme de rétablissement ou un plan d'action définitif rédigé aux termes de la LEP. Toutefois, on attendait toujours, en date de septembre 2014, la protection juridique de l'habitat essentiel de la population de bélugas de l'ESL, qui devait, conformément aux exigences de la LEP, être mise en œuvre au plus tard en septembre 2012.

À l'échelle provinciale, les bélugas de l'ESL et leur habitat sont protégés, directement ou indirectement, par diverses lois et politiques : *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* (RLRQ, c E-12.01), *Loi sur la qualité de l'environnement* (RLRQ, c. Q-2) et *Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection* (chapitre C 6.2). Les bélugas de l'ESL et leur habitat sont aussi protégés par la *Loi sur la conservation* et *la mise en valeur de la faune* (RLRQ, c. C- 61.1). Aux termes de l'article 26 de cette dernière, nul ne peut déranger, détruire ou endommager le nid ou les œufs d'un animal. Il est également interdit de capturer, de chasser et/ou de garder en captivité toute espèce/tout animal indigène au Québec.

En 1998, le parc marin du Saguenay-Saint-Laurent, qui couvre 1 245 km², a été créé dans l'ESL afin de protéger la population de bélugas ainsi que de fournir un refuge aux autres espèces de mammifères marins qui s'y déplacent, notamment les rorquals. Une des mesures de protection de l'habitat énoncées dans la *Loi sur le parc marin du Saguenay — Saint-Laurent* prévoit l'interdiction d'effectuer des levés sismiques et de mener des activités d'exploitation gazière et pétrolière dans les limites du parc.

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Les rédactrices remercient les personnes suivantes, qui les ont aidées à préparer le présent rapport : Thomas Doniol-Valcroze, Michel Lebeuf, Michael Scarratt, Lena Measures, Christine Abraham, Christie Whelan, Arnaud Mosnier, Jean-François Gosselin, Ian McQuinn et Ashley Kling, du MPO; Nadia Ménard, de Parcs Canada (parc marin du Saguenay-Saint-Laurent); Isabelle Gauthier, du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs; Randall R. Reeves.

SOURCES D'INFORMATION

Anderson, D.M., A.D. Cembella et G.M. Hallegraeff. 2012. Progress in understanding harmful algal blooms: paradigm shifts and new technologies for research, monitoring, and management. Annual Review of Marine Science 4:143-176.

Bailleul, F., V. Lesage, M. Power, D.W. Doidge et M.O. Hammill. 2012. Differences in diving and movement patterns of two groups of beluga whales in a changing Arctic environment reveal discrete populations. Endangered Species Research 17:27-41.

Barber, D.G., E. Saczuk et P.R. Richard. 2001. Examination of beluga-habitat relationships through the use of telemetry and a Geographic Information System. Arctic 54:305-316.

Barrett, T. 1999. Morbillivirus infections, with special emphasis on morbillivirus of carnivores. Veterinary Microbiology 69:3-13.

Beck, B. et A.W. Mansfield. 1969. Observations on the Greenland Shark, *Somniosus microcephalus*, in Northern Baffin Island. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 26:143-145.

Béland, P., A. Vézina et D. Martineau. 1988. Potential for growth of the St. Lawrence (Québec, Canada) beluga whale (*Delphinapterus leucas*) population based on modeling. Ices Journal of Marine Science 45:22-32.

Béland, P., R. Michaud et D. Martineau. 1987. Recensements de la population de bélugas (*Delphinapterus leucas*) du Saint-Laurent par embarcations en 1985. Rapports techniques canadiens des sciences halieutiques et aquatiques 1545. 21 p.

Béland, P., S. Deguise et R. Plante. 1992. Toxicology and pathology of St. Lawrence marine mammals. Final report for the World Wildlife Fund's Wildlife Toxicology Fund: 95 p. (Également disponible en français : Béland, P., S. Deguise et R. Plante. 1992. *Toxicologie et pathologie des mammifères marins du Saint-Laurent*. Fonds pour la toxicologie faunique du Fonds mondial pour la nature. 99 p.)

Benjamins, S. et W. Ledwell. 2009. Vagrant sociable Monodontids in Newfoundland and Labrador, Canada. ECS Special Publication Series No. 52. 28-31 p. European Cetacean Society Workshop on Solitary Cetaceans, The Netherlands.

Blane, J. et R. Jaakson. 1994. The impact of ecotourism boats on the St. Lawrence beluga whales. Environmental Conservation 21:267-269.

Boily, P. 1995. Theoretical heat flux in water and habitat selection of phocid seals and beluga whales during the annual molt. Journal of Theoretical Biology 172:235-244.

Boivin, Y. et INESL. 1990. Survols aériens pour l'estimation de la distribution saisonnière et des déplacements des bélugas, INESL. Disponible auprès de l'Institut national d'écotoxicologie du Saint-Laurent, 5040, rue Mentana, Montréal (Québec) H2J 3C3, Canada. 91 p.

Boltunov, A.N. et S.E. Belikov. 2002. Belugas (*Delphinapterus leucas*) of the Barents, Kara and Laptev seas. NAMMCO Scientific Publications 4:149-168.

Braham, H.W. 1984. Review of reproduction in the white whale, *Delphinapterus leucas*, narwhal, *Monodon monoceros*, and Irrawaddy dolphin, *Orcaella brevirostris*, with comments on stock assessment. Report of the International Whaling Commission Special Issue 6:81-89.

Brennin, R., B.W. Murray, M.K. Friesen, D. Maiers, J.W. Clayton et B.N. White. 1997. Population genetic structure of beluga whales (*Delphinapterus leucas*): mitochondrial DNA sequence variation within and among North American populations. Canadian Journal of Zoology 75:795-802.

Brodie, P.F. 1969. Mandibular layering in the *Delphinapterus leucas* and age determination. Nature 221:956–958.

Brodie, P.F. 1971. A reconsideration of aspects of growth, reproduction, and behavior of the white whale (*Delphinapterus leucas*), with reference to the Cumberland Sound, Baffin Island, population. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 28:1309-1318.

Brodie, P.F., J.W. Geraci et D.J. St. Aubin. 1990. Dynamics of tooth growth in beluga whales, *Delphinapterus leucas*, and effectiveness of tetracycline as a marker for age determination. Advances in Research on the Beluga Whale, *Delphinapterus leucas*. Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences 224. T.G. Smith, D.J. St. Aubin et J.R. Geraci. Department of Fisheries and Oceans, Ottawa (Ontario). 141-148 p.

Brodie, P.F., K. Ramirez et M. Haulena. 2013. Growth and maturity of belugas (*Delphinapterus leucas*) in Cumberland Sound, Canada, and in captivity: evidence for two growth layer groups (GLGs) per year in teeth. Journal of Cetacean Research and Management 13:1-18.

Brown Gladden, J.G., M.M. Ferguson et J.W. Clayton. 1997. Matriarchal genetic population structure of North American beluga whales, *Delphinapterus leucas*, (Cetacea: Monodontidae). Molecular Ecology 6:1033-1046.

Brown Gladden, J.G., M.M. Ferguson, M.K. Friesen et J.W. Clayton. 1999a. Population structure of North American beluga whales (*Delphinapterus leucas*) based on nuclear DNA microsatellite variation and contrasted with the population structure revealed by mitochondrial DNA variation. Molecular Ecology 8:347-363.

Brown Gladden, J.G., P.F. Brodie et J.W. Clayton. 1999 b. Mitochondrial DNA used to identify an extralimital beluga whale (*Delphinapterus leucas*) from Nova Scotia as originating from the St. Lawrence population. Marine Mammal Science 15:556-558.

Burek, K.A., F.M.D. Gulland et T.M. O'Hara. 2008. Effects of climate change on Arctic marine mammal health. Ecological Applications 18:S126-S134.

Burns, J.J. et G.A. Seaman. 1985. Investigations of beluga whales in coastal waters of western and northern Alaska. II. Biology and ecology. Alaska Department of Fisheries and Game NA 81 RAC 00049. 129 p.

Byer, J.D., G. Pacepavicius, M. Lebeuf, R.S. Brown, S. Backus, P.V. Hodson et M. Alaee. 2014. Qualitative analysis of halogenated organic contaminants in American eel by gas chromatography/time-of-flight mass spectrometry. Chemosphere DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.02.032:116, pages 98-103.

Caron, L. et T.G. Smith. 1990. Philopatry and site tenacity of belugas, *Delphinapterus leucas*, hunted by the Inuit at the Nastapoka estuary, eastern Hudson Bay. Canadian Bulletin of the Fisheries and Aquatic Sciences 224:69-79.

Chion, C., S. Turgeon, R. Michaud, J.-A. Landry et L. Parrott. 2009. Portrait de la navigation dans le parc du Saguenay-Saint-Laurent. Caractérisation des activités sans prélèvement de ressources entre le 1er mai et le 31octobre 2007. Présenté à Parcs Canada. 86 p.

Clark, C.W., W.T. Ellison, B.L. Southall, L. Hatch, S.M. Van Parijs, A. Frankel et D. Ponirakis. 2009. Acoustic masking in marine ecosystem: intuitions, analysis, and implication. Marine Ecology Progress Series 395:201-222.

Colbeck, G.J., P. Duchesne, L.D. Postma, V. Lesage, M.O. Hammill et J. Turgeon. 2013. Groups of related belugas (*Delphinapterus leucas*) travel together during their seasonal migrations in and around Hudson Bay. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 280:no. 1752 20 122 552.

COSEWIC. 2004. COSEWIC assessment and update status report on the beluga whale *Delphinapterus leucas* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. ix + 70 p. (Également disponible en français : COSEPAC. 2004. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le béluga (*Delphinapterus leucas*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. x +77 p.)

COSEWIC. 2006. COSEWIC assessment and status report on the American eel *Anguilla rostrata* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 71 p. (Également disponible en français :COSEPAC. 2006. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. x + 80 p.)

Crow, J.F. et M. Kimura. 1970. An introduction to population genetic theory. Harper and 1701 Rowe. New York.

Curren, K. et J. Lien. 1998. Observations of white whales, *Delphinapterus leucas*, in waters off Newfoundland and Labrador and the Gulf of St. Lawrence, 1979-1991. Canadian Field Naturalist 11:28-31.

De Guise, S., A. Lagace et P. Béland. 1994. True hermaphroditism in a St. Lawrence beluga whale (*Delphinapterus leucas*). Journal of Wildlife Diseases 30:287-290.

De Guise, S., D. Martineau, P. Béland et M. Fournier. 1995. Possible mechanisms of action of environmental contaminants on St. Lawrence beluga whales (*Delphinapterus leucas*). Environmental Health Perspectives 103:73-77.

De Guise, S., J. Bernier, D. Martineau, P. Béland et M. Fournier. 1996. Effects of in vitro exposure of beluga whale splenocytes and thymocytes to heavy metals. Environmental Toxicology and Chemistry 15:1357-1364.

de March, B.G.E. et L.D. Postma. 2003. Molecular genetic stock discrimination of belugas (*Delphinapterus leucas*) hunted in Eastern Hudson Bay, Northern Québec, Hudson Strait, and Sanikiluaq (Belcher Islands), Canada, and comparisons to adjacent populations. Arctic 56:111-124.

de March, B.G.E., L.D. Maiers et M.K. Friesen. 2002. An overview of genetic relationships of Canadian and adjacent populations of belugas (*Delphinapterus leucas*) with emphasis on Baffin Bay and Canadian eastern Arctic populations. NAMMCO Scientific Publications 4:17-38.

De Wit, C.A. 2002. An overview of brominated flame retardants in the environment. Chemosphere 46:583-624.

Desforges, J.-P.W., P.S. Ross et L.L. Loseto. 2012. Transplacental transfer of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in Arctic beluga whales (*Delphinapterus leucas*). Environmental Toxicology and Chemistry 31:296-300.

DFO et WWF. 1998. Implementation of the St. Lawrence beluga recovery plan. Department of Fisheries and Oceans and World Wildlife Fund. Prepared by the beluga recovery team. 102 p. (Également disponible en français : MPO et WWF. 1998. Mise en œuvre du Plan de rétablissement du béluga du Saint-Laurent. Pêches et Océans Canada et Fonds mondial pour la nature. Préparé par le Comité sur le rétablissement du béluga du Saint-Laurent. 102 p.)

DFO. 2007. Stock assessment of Atlantic halibut of the Gulf of St. Lawrence (NAFO Divisions 4RST) in 2006. DFO Canadian Scientific Advisory Secretariat, Science Advisory Report 2007/007. 13 p. (Également disponible en français : MPO. 2007. Évaluation du stock de flétan atlantique du golfe du Saint-Laurent (Division OPANO 4RST) en 2006. Secrétariat canadien de consultation scientifique. Avis scientifique. 2007/007. 14 p.)

DFO. 2009. Assessment of cod stock in the northern Gulf of St. Lawrence (3Pn, 4RS) in 2008. DFO Canadian Scientific Advisory Secretariat, Science Advisory Report 2009/010. 15 p. (Également disponible en français : MPO. 2009. Évaluation du stock de morue du nord du golfe du Saint-Laurent (3Pn, 4RS) en 2008. MPO. Secrétariat canadien de consultation scientifique. Avis scientifique. 2009/010. 17 p.)

DFO. 2010. Advice relevant to the identification of critical habitat for St. Lawrence beluga (*Delphinapterus leucas*). DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Science Advisory Report 2009/070: 8 p. (Également disponible en français : MPO. 2010. Avis sur la désignation de l'habitat essentiel des bélugas du Saint-Laurent (*Delphinapterus leucas*). MPO. Secrétariat canadien de consultation scientifique. Avis scientifique. 2009/070. 8 p.)

DFO. 2012. Recovery Strategy for the beluga whale (*Delphinapterus leucas*) St. Lawrence Estuary population in Canada. Species at Risk Act Recovery Strategy Series. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. x + 87 p. (Également disponible en français : MPO. 2012. Programme de rétablissement du béluga (*Delphinapterus leucas*), population de l'estuaire du Saint-Laurent au Canada, Série de Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*, Pêches et Océans Canada, Ottawa, xi + 93 p.)

DFO. 2013. Fisheries Protection Policy Statement. Ottawa. October 2013. 22 p. (Également disponible en français : MPO. 2013. Énoncé de politique sur la protection des pêches. Ottawa. Octobre 2013. 22 p.)

DFO. 2014 b. Impacts of geophysical surveys at the Cacouna harbour on the St. Lawrence beluga. DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2014/020. 19 p. (Également disponible en français : MPO. 2014. Impacts de levés géophysiques au port de Cacouna sur les bélugas du Saint-Laurent. MPO. Secrétariat canadien de consultation scientifique. Document de recherche 2014/020. 20 p.)

DFO. 2014a. Status of beluga (*Delphinapterus leucas*) in the St. Lawrence River estuary. DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2013/076. 17 p. (Également disponible en français : MPO. 2014a. Situation du béluga (*Delphinapterus leucas*) de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent. MPO. Secrétariat canadien de consultation scientifique. Avis scientifique. 2013/076. 19 p.)

Di Guardo, G., G. Marruchella, U. Agrimi et S. Kennedy. 2005. Morbillivirus infections in aquatic mammals: A brief overview. Journal of Veterinary Medicine Series A: Physiology Pathology Clinical Medicine 52:88-93.

Diaz, R.J. 2001. Overview of hypoxia around the world. Journal of Environmental Quality 30:275-281.

Dillberger, J. 1995. Tumors in St. Lawrence beluga whales (*Delphinapterus leucas*). Veterinary Pathology 32:211-212.

Doan, K.H. et C.W. Douglas. 1953. Beluga of the Churchill region in Hudson Bay. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada 98:1-27.

Dufour, R. et P. Ouellet. 2007. Rapport d'aperçu et d'évaluation de l'écosystème marin de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Rapports techniques canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2744F. 123 p.

Earle, J.A.P., M.M. Melia, N.V. Doherty, O. Nielsen et S.L. Cosby. 2011. Phocine distemper virus in seals, East Coast, United States, 2006. Emerging Infectious Diseases 17:215-220.

El-Sabh, M.I. et N. Silverberg. 1990. Oceanography of a large-scale estuarine system: the St. Lawrence. Coastal Estuarine Studies No. 39. 434 p.

Erbe, C. 2008. Critical ratios of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) and masked signal duration. Journal of Acoustical Society of America 124: 2216-2223.

Finley, K.J. 1982. The estuarine habit of the beluga or white whale *Delphinapterus leucas*. Cetus 4:4-5.

Finley, K.J. 1990. The impacts of vessel traffic on the behaviour of belugas. Pour l'avenir du béluga. Compte rendu du Forum international pour l'avenir du béluga. J. Prescott et M. Gauquelin. Sillery (Québec), Presses de l'Universtié du Québec.

Finley, K.J., G.W. Miller, M. Allard, R.A. Davis et C.R. Evans. 1982. The belugas (*Delphinapterus leucas*) of northern Québec: distribution, abundance, stock identity, catch history and management. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1123. 57 p.

Fox, G.A. 2001. Wildlife as sentinels of human health effects in the Great Lakes-St. Lawrence basin. Environmental Health Perspectives 109:853-861.

Fraker, M.A., C.D. Gordon, J. McDonald, J. Ford et G. Cambers. 1979. The distribution of white whales in the Mackenzie estuary in relation to physical and chemical factors. Canadian Fisheries Maritime Service Technical Reports 863. 56 p.

Frost, K.J. et L.F. Lowry. 1990. Distribution, abundance, and movements of beluga whales, *Delphinapterus leucas*, in coastal waters of western Alaska. . Advances in research on the beluga whale, *Delphinapterus leucas.* Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences. T.G. Smith, D.J. St. Aubin et J.R. Geraci. 224: 39-57.

Gauthier, I., comm. pers. 2014. Correspondance par courriel adressée à V. Lesage et conversation téléphonique le 23 septembre 2014. Biologiste, coordonnatrice provinciale, espèces fauniques menacées et vulnérables, Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs du Québec.

Gavrilchuk, K., V. Lesage, C. Ramp, R. Sears, M. Bérubé, S. Bearhop et G. Beauplet. 2014. Trophic niche partitioning among sympatric baleen whale species following the collapse of groundfish stocks in the Northwest Atlantic. Marine Ecology Progress Series 497:285-301.

Gervaise, C., Y. Simard, N. Roy, B. Kinda et N. Ménard. 2012. Shipping noise in whale habitat: Characteristics, sources, budget, and impact on belugas in Saguenay–St. Lawrence Marine Park hub. The Journal of the Acoustical Society of America 132:76-89.

Gilbert, M. 1996. Mortalités de sébastes dans la région de la baie des Ha! Ha!, fjord du Saguenay: choc thermique. Le Naturaliste canadien 120:61-63.

Gilbert, M. et B. Pettigrew. 1996. Variation de la couche froide intermédiaire du golfe du Saint-Laurent de 1984 à 1995. Le Naturaliste canadien 120:69-71.

Gilbert, M. et C.M. Couillard. 1995. Observations de mortalités de sébastes (*Sebastes* sp.) dans la région de la baie des Ha! Ha!, fjord du Saguenay : examen des causes possibles. Bulletin canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2278. 15 p.

Gilpin, M.E. et M.E. Soule. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinctions. Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity. M. E. Soule. Sunderland (Massachusetts), Sinauer Associates: 19-34.

Goren, A.D., P.F. Brodie, S. Spotte, G.C. Ray, H.W. Kaufman, A.J. Gwinnett, J.J. Sciubba et J.D. Buck. 1987. Growth layer groups (GLGs) in the teeth of an adult belukha whale (*Delphinapterus leucas*) of known age: evidence for two annual layers. Marine Mammal Science 3:14-21.

Gosselin, J.-F., M.O. Hammill et A. Mosnier. 2014. Summer abundance indices of St. Lawrence Estuary beluga (*Delphinapterus leucas*) from a photographic survey in 2009 and 28 line transect surveys from 2001 to 2009. DFO Canadian Scientific Advisory Secretariat, Research Document 2014/021. iv + 51 p. (Également disponible en français : Gosselin, J.-F., M.O. Hammill et A. Mosnier. 2014. Indices d'abondance d'été du béluga (*Delphinapterus leucas*) de l'estuaire du Saint-Laurent obtenus à partir d'un relevé photographique en 2009 et de 28 relevés en ligne de 2001 à 2009. MPO. Secrétariat canadien de consultation scientifique. Document de recherche 2014/021. 55 p.)

Gosselin, J.-F., M.O. Hammill et V. Lesage. 2007. Comparison of photographic and visual abundance indices of belugas in the St. Lawrence Estuary in 2003 and 2005. Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2007/025. ii + 27 p. (Également disponible en français : Gosselin, J.-F., M.O. Hammill et V. Lesage. 2007. Comparaison des indices d'abondance photographique et visuels des bélugas de l'estuaire du Saint-Laurent en 2003 et 2005. Secrétariat canadien de consultation scientifique. Document de recherche 2007/025. 31 p.)

Gosselin, J.-F., V. Lesage et A. Robillard. 2001. Population index estimate for the beluga of the St. Lawrence River Estuary in 2000. DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Science Advisory Report 2001/049. 21 p.

Hall, A. J., K. Hugunin, R. Deaville, R. J. Law, C. R. Allchin et P. D. Jepson. 2006. The risk of infection from polychlorinated biphenyl exposure in the harbor porpoise (*Phocoena phocoena*): a case-control approach. Environmental Health Perspectives 114:704-711.

Hammill, M. O., V. Lesage et M.C.S. Kingsley. 2003. Cancer in beluga from the St. Lawrence estuary. Environmental Health Perspectives 111:A77-A78.

Hammill, M. O., V. Lesage, J.-F. Gosselin, H. Bourdages, B.G.E. de March et M.C.S. Kingsley. 2004. Evidence for a decline in Northern Québec (Nunavik) belugas. Arctic 57:183-195.

Hammill, M.O. et V. Lesage. 2009. Seasonal movements and abundance of beluga in Northern Québec (Nunavik) based on weekly sightings information. DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2009/010. iv + 14 p. (Également disponible en français : Hammill, M.O. et V. Lesage. 2009. Renseignements sur les déplacements saisonniers et l'abondance du béluga dans le nord du Québec (Nunavik) d'après les observations hebdomadaire. MPO. Secrétariat canadien de consultation scientifique. Document de recherche 2009/010. 19 p.)

Hammill, M.O., L.N. Measures, J.-F. Gosselin et V. Lesage. 2007. Lack of recovery in St. Lawrence estuary beluga. DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2007/026. 19 p. (Également disponible en français : Hammill, M.O., L.N. Measures, J.-F. Gosselin et V. Lesage. 2007. Absence de rétablissement du béluga de l'estuaire du Saint-Laurent. MPO. Secrétariat canadien de consultation scientifique. Document de recherche 2007/026. 23 p.)

Hammill, M.O., M.C.S. Kingsley, V. Lesage et J.-F. Gosselin. 2009. Abundance of Eastern Hudson Bay belugas. DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Science Advisory Report 2009/09: iv + 22 p. (Également disponible en français : Hammill, M.O., M.C.S. Kingsley, V. Lesage et J.-F. Gosselin. 2009. Évaluation de l'abondance des belugas de l'est de la baie d'Hudson. MPO. Secrétariat canadien de consultation scientifique. Document de recherche 2009/009 22 p.)

Harington, C.R. 1977. Marine mammals in the Champlain Sea and the Great Lakes. Annals of the New York Academy of Sciences 288:508-537.

Harington, C.R. 2008. The evolution of Arctic marine mammals. Ecological Applications 18:S23-S40.

Harwood, L.A., P. Norton, B. Day et P.A. Hall. 2002. The harvest of beluga whales in Canada's Western Arctic: Hunter-based monitoring of the size and composition of the catch. Arctic 55:10-20.

Hatch, L.T. et K.M. Fristrup. 2009. No barrier at the boundaries: implementing regional frameworks for noise management in protected natural areas. Marine Ecology Progress Series 395:223-244.

Heide-Jørgensen, M.-P. et C. Lockyer. 2001. Age and sex distributions in the catches of belugas, *Delphinapterus leucas*, in West Greenland and in western Russia. Mammalian Biology 66:215-227.

Heide-Jørgensen, M.-P. et J. Teilmann. 1994. Growth, reproduction, age structure and feeding habits of white whales (*Delphinapterus leucas*) in West Greenland waters. Meddelelser om Grøenland Bioscience 39:195-212.

Heide-Jørgensen, M.-P., J. Jensen, A.H. Larsen, J. Teilmann et B. Neurohr. 1994. Age estimation of white whales (*Delphinapterus leucas*) from Greenland. Meddelelser om Grøenland Bioscience 39:187-193.

Heide-Jørgensen, M.P., K.L. Laidre, D. Borchers, T.A. Marques, H. Stern et M. Simon. 2010. The effect of sea-ice loss on beluga whales (*Delphinapterus leucas*) in West Greenland. Polar Research 29:198-208.

Heide-Jørgensen, M.-P., P.R. Richard et A. Rosingasvid. 1998. Dive patterns of belugas (*Delphinapterus leucas*) in waters near eastern Devon Island. Arctic 51:17–26.

Higdon, J.W. et S.H. Ferguson. 2009. Loss of Arctic sea ice causing punctuated change in sightings of killer whales (*Orcinus orca*) over the past century. Ecological Applications 19:1365-1375.

Higgins, R. 2000. Bacteria and fungi of marine mammals: a review. Canadian Veterinary Journal 41:105-116.

Hobbs, R., comm. pers. 2014. Correspondace par courriel adressée à D. Lee. 15 septembre 2014. Analyste scientifique, National Oceanic and Atmospheric Administration.

Houston, A.I., P.A. Stephens, I.L. Boyd, K.C. Harding et J.M. McNamara. 2007. Capital or income breeding? A theoretical model of female reproductive strategies. Behavioral Ecology 18:241-250.

Innes, S., M.-P. Heide-Jørgensen, J.L. Laake, K.L. Laidre, H.J. Cleator, P. Richard et R.E.A. Stewart. 2002 b. Surveys of belugas and narwhals in the Canadian High Arctic in 1996. NAMMCO Scientific Publications 4:169-190.

Innes, S., R.E.A. Stewart, M.P. Heide-Jørgensen et R. Dietz. 2002a. Stock identity of belugas (*Delphinapterus leucas*) in Eastern Canada and Western Greenland based on organochlorine contaminants in the blubber. NAMMCO Scientific Publications 4:51-68.

ITOPF. 2013. Oil tanker spill statistics 2013. The International Tanker Owners Pollution Federation Limited. Site Web : www.itopf.com.

Ivashin, M.V. et V.M. Mineev. 1981. Notes on the distribution and whaling for white whales (*Delphinapterus leucas* Pallas, 1776). Report of the International Whaling Commission 31:589-590.

IWC. 2000. International Whaling Commission Report of the Sub-Committee on small cetaceans. Journal of Cetacean Research and Management 2:235-264.

Jefferson, T.A., Karkzmarski, L., Laidre, K., O'Corry-Crowe, G., Reeves, R., Rojas-Bracho, L., Secchi, E., Slooten, E., Smith, B.D., Wang, J.Y. et Zhou, K. 2012. *Delphinapterus leucas*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. Website: http://www.iucnredlist.org. [consulté le 31 décembre 2014]

Jensen, F.H., L. Bejder, M. Wahlberg, N. Aguilar De Soto, M.P. Johnson et P.T. Madsen. 2009. Vessel noise effects on delphinid communication. Marine Ecology Progress Series 395:161-175.

Jensen, T., M. van de Bildt, H.H. Dietz, T.H. Andersen, A.S. Hammer, T. Kuiken et A. Osterhaus. 2002. Another phocine distemper outbreak in Europe. Science 297:209.

Johnson, C.S., M.W. McManus et D. Skaar. 1989. Masked tonal hearing thresholds in the beluga whale. Journal of Acoustical Society of America 85: 2651-2654.

Keller, L.F. et D.M. Waller. 2002. Inbreeding effects in wild populations. Trends in Ecology & Evolution 17:230-241.

Kennedy, S. 1998. Morbillivirus infections in aquatic mammals. Journal of Comparative Pathology 119:201-225.

Kingsley, M.C.S. 1993. Census, trend, and status of the St. Lawrence beluga population in 1992. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1938. 17 p. (Également disponible en français : Kingsley, M.C.S. 1993. Recensement, tendance et statut de la population de bélugas du Saint-Laurent en 1992. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques n° 1938. 29, [6] p.)

Kingsley, M.C.S. 1996. Population index estimate for the belugas of the St. Lawrence in 1996. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2117. 38 p. (Également disponible en français : Kingsley, M.C.S. 1996. Estimation d'un indice d'abondance de la population de bélugas du Saint-Laurent en 1995. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques n° 2117. 42 p.)

Kingsley, M.C.S. 1998. Population index estimates for the St. Lawrence belugas, 1973-1995. Marine Mammal Science 14:508-529.

Kingsley, M.C.S. 1999. Population indices and estimates for the belugas of the St. Lawrence Estuary. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2266. 27 p.

Kingsley, M.C.S. 2002. Status of the belugas of the St. Lawrence estuary, Canada. NAMMCO Scientific Publications 4:239-257.

Kingsley, M.C.S. et I. Gauthier. 2002. Visibility of St. Lawrence belugas to aerial photography, estimated by direct observation. NAMMCO Scientific Publications 4:259-270.

Kingsley, M.C.S. et M.O. Hammill. 1991. Photographic census surveys of the St. Lawrence beluga population, 1988 and 1990. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1776. 19 p.

Kingsley, M.C.S. et R.R. Reeves. 1998. Aerial surveys of cetaceans in the Gulf of St. Lawrence in 1995 and 1996. Canadian Journal of Zoology 76:1529-1550.

Kingsley, M.C.S., S. Gosselin et G.A. Sleno. 2001. Movements and dive behaviour of belugas in Northern Québec. Arctic 54:262-275.

Kingston, P. 2005. Recovery of the marine environment following the Braer spill, Shetland. International Oil Spill Conference, IOSC 2005. 6797-6815.

Kleinenberg, S.E., A. Yablokov, B.M. Belkovich et M.N. Tarasevich. 1969. Beluga (*Delphinapterus leucas*): investigation of the species. Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, No. TT-67-51345 (publication originale en russe, Moscou, 1964). 376 p.

Knapp, L.A., J.C. Ha et G.P. Sackett. 1996. Parental MHC antigen sharing and pregnancy wastage in captive pigtailed macaques. Journal of Reproductive Immunology 32:73-88.

Laidre, K.L., K.E.W. Shelden, D.J. Rugh et B.A. Mahoney. 2000. Beluga, *Delphinapterus leucas*, distribution and survey effort in the Gulf of Alaska. Marine Fisheries Review 62:27-36.

Lair, S. 2007. Programme de nécropsie – suivi de la santé de la population de béluga de l'estuaire du Saint-Laurent à l'aide de l'examen post-mortem des carcasses échouées. Compte-rendu de l'atelier sur le béluga de l'estuaire du Saint-Laurent – revue du programme des carcasses. MPO. Secrétariat canadien de consultation scientifique. Compte-rendu 2007/005: 11-14.

Lair, S., D. Martineau et L.N. Measures. 2014. Causes of mortality in St. Lawrence Estuary beluga (*Delphinapterus leucas*) from 1983 to 2012. DFO Canadian Scientific Advisory Secretariat, Research Document 2013/119. iv + 37 p.

Laurin, J. 1982. Étude écologique et éthologique de la population de bélugas, *Delphinapterus leucas*, du fjord du Saguenay, Québec. Mémoire de maîtrise, Université de Montréal, Montréal (Québec), Canada. 145 p.

Lawson, J.W. et J.-F. Gosselin. 2009. Distribution and preliminary abundance estimates for cetaceans seen during Canada's marine megafauna survey - A component of the 2007 TNASS. DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document. 2009/031. vi + 28 p. (Également disponible à l'adresse : Lawson, J.W. et J.-F. Gosselin. 2009. Répartition et estimations préliminaires de l'abondance des cétacés vus lors du relevé de la mégafaune marine du Canada – un élément de l'édition 2007 du TNASS. MPO. Secrétariat canadien de consultation scientifique. Document de recherche 2009/031. 34 p.)

Lawson, J.W., comm. pers. 2009. Correspondance par courriel adressée à V. Lesage. 26 avril 2009. Chercheur scientifique, Pêches et Océans Canada.

Lebeuf, M., B. Gouteux, L. Measures et S. Trottier. 2004. Levels and temporal trends (1988–1999) of polybrominated diphenyl ethers in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Canada. Environmental Science and Technology 38:2971-2977.

Lebeuf, M., K.E. Bernt, S. Trottier, M. Noël, M.O. Hammill et L. Measures. 2001. Tris (4-chlorophenyl) methane and tris (4-chlorophenyl) methanol in marine mammals from the Estuary and Gulf of St. Lawrence. Environmental Pollution 111:29-43.

Lebeuf, M., L. Measures, M. Noël, M. Raach et S. Trottier. 2014a. A twenty-one year temporal trend of persistent organic pollutants in St. Lawrence Estuary beluga, Canada. Science of the Total Environment 485:377-386.

Lebeuf, M., M. Noël, S. Trottier et L. Measures. 2007. Temporal trends (1987-2002) of persistent, bioaccumulative and toxic (PBT) chemicals in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Canada. Science of the Total Environment 383:216-231.

Lebeuf, M., M. Raach, L. Measures, N. Ménard et M. Hammill. 2014 b. Temporal trends of PBDEs in adult and newborn beluga (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary. DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2013/120. v + 11 p.

Lebeuf, M., S. Trottier, M. Noël, M. Raach et L. Measures. 2010. A twenty year (1987-2007) trend of PBDEs in beluga from the St. Lawrence Estuary, Canada. Organohalogen Compounds 71:372-376.

Lemieux Lefebvre, S., R. Michaud, V. Lesage et D. Berteaux. 2012. Identifying high residency areas of the threatened St. Lawrence beluga whale from fine-scale movements of individuals and coarse-scale movements of herds. Marine Ecology Progress Series 450:243-257.

Lesage, V. 2014. Trends in the trophic ecology of St. Lawrence beluga (*Delphinapterus leucas*) over the period 1988-2012, based on stable isotope analysis. DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2013/126. iv + 25 p.

Lesage, V. et M.C.S. Kingsley. 1995. Bilan des connaissances de la population de bélugas (*Delphinapterus leucas*) du Saint-Laurent. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2041. vii + 44 p.

Lesage, V. et M.C.S. Kingsley. 1998. Updated status of the St. Lawrence River population of the beluga, *Delphinapterus leucas*. Canadian Field Naturalist 112:98-114.

Lesage, V., C. Barrette, M.C.S. Kingsley et B. Sjare. 1999. The effect of vessel noise on the vocal behavior of belugas in the St. Lawrence River estuary, Canada. Marine Mammal Science 15:65-84.

Lesage, V., I.H. McQuinn, D. Carrier, J.-F. Gosselin et A. Mosnier. 2014 b. Exposure of the beluga (*Delphinapterus leucas*) to marine traffic under various scenarios of transit route diversion in the St. Lawrence Estuary. DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2013/125. iv + 28 p.

Lesage, V., J.-F. Gosselin, M.O. Hammill, M.C.S. Kingsley et J.W. Lawson. 2007. Ecologically and Biologically Significant Areas (EBSAs) in the Estuary and Gulf of St. Lawrence – A marine mammal perspective. CSAS Research Document 2007/046. iii + 92 p. (Titre et résumé disponibles en français.)

Lesage, V., L. Measures, A. Mosnier, S. Lair et P. Béland. 2014a. Mortality patterns in St. Lawrence Estuary beluga (*Delphinapterus leucas*), inferred from the carcass recovery data, 1983-2012. DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2013/118. iv + 23 p. (Titre et résumé disponibles en français.)

Lesage, V., M.O. Hammill et K.M. Kovacs. 2001. Marine mammals and the community structure of the Estuary and Gulf of St Lawrence, Canada: evidence from stable isotope analysis. Marine Ecology Progress Series 210:203-221.

Lewis, A.E., M.O. Hammill, M. Power, D.W. Doidge et V. Lesage. 2009. Movement and aggregation of Eastern Hudson Bay beluga whales (*Delphinapterus leucas*): a comparison of patterns found through satellite telemetry and Nunavik traditional ecological knowledge. Arctic 62:13-24.

Lockyer, C., A.A. Hohn, W.D. Doidge, M.P. Heide-Jørgensen et R. Suydam. 2007. Age determination in belugas (*Delphinapterus leucas*): a quest for validation of dentinal layering. Aquatic Mammals 33:293-304.

Loseto, L.L., G.A. Stern et S.H. Ferguson. 2008. Size and biomagnifications: how habitat selection explains beluga mercury levels. Environmental Science and Technology 42:3982-3988.

Loseto, L.L., P. Richard, G.A. Stern, J. Orr et S.H. Ferguson. 2006. Segregation of Beaufort Sea beluga whales during the open-water season. Canadian Journal of Zoology 84:1743-1751.

Luque, S.P. et S.H. Ferguson. 2010. Age structure, growth, mortality, and density of belugas (*Delphinapterus leucas*) in the Canadian Arctic: responses to environment? Polar Biology 33:163-178.

Lydersen, C., O.A. Nøst, P. Lovell, B.J. McConnell, T. Gammelsrød, C. Hunter, M.A. Fedak et K.M. Kovacs. 2002. Salinity and temperature structure of a freezing Arctic fjord - monitored by white whales (*Delphinapterus leucas*). Geophysical Research Letters 29:2119-2122.

MacNeil, M.A., B.C. McMeans, N.E. Hussey, P. Vecsei, J. Svavarsson, K.M. Kovacs, C. Lydersen, M.A. Treble, G.B. Skomal, M. Ramsey et A.T. Fisk. 2012. Biology of the Greenland shark *Somniosus microcephalus*. Journal of Fish Biology 80:991-1018.

Martel, L., M.J. Gagnon, R. Masse, A. Leclerc et L. Tremblay. 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from the Saguenay Fjord, Canada. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 37:133-140.

Martin, A.R. et T.G. Smith. 1992. Deep diving in wild, free-ranging beluga whales, *Delphinapterus leucas*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49:462-466.

Martin, A.R. et T.G. Smith. 1999. Strategy and capability of wild belugas, *Delphinapterus leucas*, during deep, benthic diving. Canadian Journal of Zoology 77:1783-1793.

Martin, A.R., P. Hall et P.R. Richard. 2001. Dive behaviour of belugas (*Delphinapterus leucas*) in the shallow waters of western Hudson Bay. Arctic 54:276-283.

Martin, A.R., T.G. Smith et O.P. Cox. 1993. Studying the behaviour and movements of High Arctic belugas with satellite telemetry. Symposia of the Zoological Society London 66:195-210.

Martineau, D. 2012. Contaminants and health of beluga whales of the Saint Lawrence Estuary. Ecosystem Health and Sustainable Agriculture: Ecology and Animal health. L. Norrgren and J. M. Levengood. The Baltic University Programme, Uppsala University: 139-148.

Martineau, D., A. Lagacé, P. Béland, R. Higgins, D. Armstrong et L. R. Shugart. 1988. Pathology of stranded beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Québec, Canada. Journal of Comparative Pathology 98(3): 287-310.

Martineau, D., K. Lemberger, A. Dallaire, P. Labelle, T.P. Lipscomb, P. Michel et I. Mikaelian. 2002. Cancer in wildlife, a case study: beluga from the St. Lawrence Estuary, Québec, Canada. Environmental Health Perspectives 110:285-292.

Martineau, D., K. Lemberger, A. Dallaire, P. Michel, P. Béland, P. Labelle et T.P. Lipscomb. 2003. Cancer in the beluga: response. Environmental Health Perspectives 111: A78-A79.

Martineau, D., S. De Guise, M. Fournier, L. Shugart, C. Girard, A. Lagacé et P. Béland. 1994. Pathology and toxicology of beluga whales from the St. Lawrence Estuary, Québec, Canada. Past, present and future. Science of the Total Environment 154:201-215.

Martineau, D., S. Lair, S. De Guise et P. Béland. 1995. Intestinal adenocarcinomas in two beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the estuary of the St. Lawrence River. Canadian Veterinary Journal 36:563-565.

McQuinn, I. H., V. Lesage, D. Carrier, G. Larrivée, Y. Samson, S. Chartrand, R. Michaud et J. Theriault. 2011. A threatened beluga (*Delphinapterus leucas*) population in the traffic lane: vessel-generated noise characteristics of the Saguenay-St. Lawrence Marine Park, Canada. The Journal of the Acoustical Society of America 130(6): 3661-3673.

Measures, L. 2004. Marine mammals and "wildlife rehabilitation" programs. DFO Canadian Scientific Advisory Secretariat, Research Document 2004/122. 39 p. (Titre et résumé disponibles en français.)

Measures, L. 2008. Les causes de mortalité du béluga du Saint-Laurent. Le Naturaliste canadien 132:75-79.

Measures, L.N. et M. Olson. 1999. Giardiasis in pinnipeds from eastern Canada. Journal of Wildlife Diseases 35:779-782.

Ménard, N., R. Michaud, C. Chion et S. Turgeon. 2014. Documentation of maritime traffic and navigational interactions with St. Lawrence Estuary beluga (*Delphinapterus leucas*) in calving areas between 2003 and 2012. DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2013/003. v + 24 p.

Michaud, R. 1992. Fréquentation de la baie Sainte-Marguerite par le béluga du Saint-Laurent (*Delphinapterus leucas*). INESL, Rimouski (Québec) pour le ministère des Pêches et des Océans, Mont-Joli (Québec). N° de contrat FP 707 1 5171. Disponible auprès de l'Institut Maurice Lamontagne, C.P. 1000, 850, route de la Mer, Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4, Canada. 34 p.

Michaud, R. 1993. Distribution estivale du béluga du Saint-Laurent; synthèse 1986 à 1992. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 1906. vi + 28 p.

Michaud, R. 2005. Sociality and ecology of the odontocetes. Sexual segregation in vertebrates: ecology of the two sexes. K. E. Ruckstuhl et P. Neuhaus. AU, Cambridge University Press: p. 303-326.

Michaud, R. 2014. St. Lawrence Estuary beluga (*Delphinapterus leucas*) population parameters based photo-identification surveys, 1989-2012. DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2013/130. iv + 27 p.

Michaud, R. et P. Béland. 2001. Looking for trends in the endangered St. Lawrence Beluga population [A critique of Kingsley, M.C.S 1998. Population index estimates for the St. Lawrence Belugas, 1973-1995. Marine Mammal Science. 14: 508-530]. Marine Mammal Science 17:206-212.

Michaud, R. et V. Chadenet. 1990. Survols aériens pour l'estimation de la distribution printanière et des déplacements des bélugas du Saint-Laurent. Préparé par l'Institut national d'écotoxicologie du Saint-Laurent pour Pêches et Océans Canada. Disponible auprès de l'Institut Maurice Lamontagne, C.P. 1000, 850, route de la Mer, Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4, Canada. 36 p.

Michaud, R., A. Vézina, N. Rondeau et Y. Vigneault. 1990. Annual distribution and preliminary characterization of beluga (*Delphinapterus leucas*) habitats in the St. Lawrence. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 1757. 37 p. (Également disponible en français : Michaud, R., A. Vézina, N. Rondeau et Y. Vigneault. 1990. Distribution annuelle et caractérisation préliminaire des habitats du béluga (*Delphinapterus leucas*) du Saint-Laurent. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques n° 1757. 40 p.)

Mikaelian, I., J. Boisclair, J.P. Dubey, S. Kennedy et D. Martineau. 2000. Toxoplasmosis in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St Lawrence Estuary: two case reports and a serological survey. Journal of Comparative Pathology 122:73-76.

Mikaelian, I., M.-P. Tremblay, C. Montpetit, S.V. Tessaro, H.J. Cho, C. House, L. Measures et D. Martineau. 1999. Seroprevalence of selected viral infections in a population of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) in Canada. The Veterinary Record 144:50-51.

Miller, M.A., I.A. Gardner, C. Kreuder, D.M. Paradies, K.R. Worchester, D.A. Jessup, E. Dodd, M.D. Harris, J.A. Ames, A.E. Packham et P.A. Conrad. 2002. Coastal freshwater runoff is a risk factor for *Toxoplasma gondii* infection of southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*). International Journal for Parasitology 32:997-1006.

Minns, C. K., R. G. Rendall, E. M. P. Chadwick, J. E. Moore et R. Green. 1995. Potential impact of climate change on the habitat and population dynamics of juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in Eastern Canada. Climate Change and Northern Fish Populations. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 121. R. J. Beamish: p. 699-708.

Mitchell, E. et R.R. Reeves. 1981. Catch history and cumulative catch estimates of initial population size of cetaceans in the eastern Canadian Arctic. Reports of the International Whaling Commission 31:645-682.

Mooney, A.T., P.E. Nachtigall, M. Castellote, K.A. Taylor, A.F. Pacini et J.-A. Esteban. 2008. Hearing pathways and directional sensitivity of the beluga whale, *Delphinapterus leucas*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 362: 108-116.

Moore, S.E. et H.P. Huntington. 2008. Arctic marine mammals and climate change: impacts and resilience. Ecological Applications 18:S157-S165.

Moore, S.E., K.E.W. Shelden, L.K. Litzky, B.A. Mahoney et D.J. Rugh. 2000. Beluga, *Delphinapterus leucas*, habitat associations in Cook Inlet, Alaska. Marine Fisheries Review 62:60–80.

Mosnier, A., T. Doniol-Valcroze, J.-F. Gosselin, V. Lesage, L. Measures et M.O. Hammill. 2014. An age structured Bayesian population model for St. Lawrence Estuary beluga (*Delphinapterus leucas*). DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2013/127. v + 39 p.

Mosnier, A., V. Lesage, J.-F. Gosselin, S. Lemieux Lefebvre, M.O. Hammill et T. Doniol-Valcroze. 2010. Information relevant to the documentation of habitat use by St. Lawrence beluga (*Delphinapterus leucas*), and quantification of habitat quality. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2009/098. iv + 35 p. (Titre et résumé disponibles en français.)

MPO. 2002. Atelier scientifique sur les mammifères marins, leurs habitats et leurs ressources alimentaires dans le cadre de l'élaboration du projet de zone de protection marine de l'estuaire du Saint-Laurent du 3 au 7 avril, 2000. Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli (Québec). Compte rendu. 344 p.

Muir, D.C.G., C.A. Ford, B. Rosenberg, R.J. Norstrom, M. Simon et P. Béland. 1996. Persistent organochlorines in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St Lawrence River estuary-I. Concentrations and patterns of specific PCBs, chlorinated pesticides and polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. Environmental Pollution 93:219-234.

Murray, B.W., Michaud, R. et B.N. White 1999. Allelic and haplotype variation of Major Histocompatibility Complex class II DRB1 and DQB loci in the St Lawrence beluga (*Delphinapterus leucas*). Molecular Ecology 8: 1127-1159.

NAMMCO. 2012. NAMMCO Annual Report. North Atlantic Marine Mammal Commission. Tromsø, Norway. 642 p.

Narayana, S., J. Carscadden, J. B. Dempsin, M. F. O'Connell, S. Prinsenberg, D. G. Reddin et N. Shackell. 1995. Marine climate off Newfoundland and its influence on salmon (*Salmo salar*) and capelin (*Mallotus villosus*). Climate Change and Northern Fish Populations. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 121. R. J. Beamish: p. 461-474.

NatureServe. 2014. NatureServe Status. Site Web : www.natureserve.org/explorer/ranking.htm [consulté le 5 février 2014].

Nielsen, O., R.E.A. Stewart, K. Nielsen, L. Measures et P. Duignan. 2001. Serologic survey of *Brucella* sp. antibodies in some marine mammals of North America. Journal of Wildlife Diseases 37:89-100.

Nielsen, O., R.E.A. Stewart, L. Measures, P. Duignan et C. House. 2000. A morbillivirus antibody survey of Atlantic walrus, narwhal and beluga in Canada. Journal of Wildlife Diseases 36:508-517.

NOAA. 2014. 2013-2014 Bottlenose Dolphin Unusual Mortality Event in the Mid-Atlantic. Site Web : http://www.nmfs.noaa.gov/pr/health/mmume/midatldolphins2013.html [consulté le 24 septembre 2014]

O'Brien, S.J. et J.F. Evermann. 1988. Interactive influence of infectious disease and genetic diversity in natural populations. Trends in Ecology & Evolution 3:254-259.

O'Corry-Crowe, G.O., C. Lydersen, M.P. Heide-Jørgensen, L. Hansen, L.M. Mukhametov, O. Dove et K.M. Kovacs. 2010. Population genetic structure and evolutionary history of North Atlantic beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from West Greenland, Svalbard and the White Sea. Polar Biology 33:1179-1194.

Office of Auditor General of Canada. 2010. Report of the Commissioner of the Environment and Sustainable Development to the House of Commons. Chapter 1. Oil Spills from Ships. Site Web : www.oag-bvg.gc.ca. (Également disponible en français : Bureau du vérificateur général du Canada. 2010. Rapport du commissaire à l'environnement et au développement durable à la Chambre des communes. Chapitre 1 : Les déversements de pétrole provenant de navires.Site Web : www.oag-bvg.gc.ca.)

Ognetev, G.N. 1981. Studies on the ecology and taxonomy of the white whale (*Delphinapterus leucas* Pallas 1776) inhabiting the Soviet Arctic. Report of the International Whaling Commission 31:515-520.

Osterhaus, A.D.M.E. et E.J. Vedder. 1988. Identification of a virus causing recent distemper deaths. Nature 335:20.

Patenaude, N. J., J. S. Quinn, P. Beland, M. Kingsley et B. N. White. 1994. Genetic 2239 variation of the St. Lawrence beluga whale population assessed by DNA 2240 fingerprinting. Molecular Ecology 3(4): 375-381.

Payment, P., A. Berte, M. Prévost, B. Ménard et B. Barbeau. 2000. Occurrence of pathogenic microorganisms in the Saint Lawrence River (Canada) and comparison of health risks for populations using it as their source of drinking water. Canadian Journal of Microbiology 46:565–576.

Payment, P., R. Plante et P. Cejka. 2001. Removal of indicator bacteria, human enteric viruses, Giardia cysts, and Cryptosporidium oocysts at a large wastewater primary treatment facility. Canadian Journal of Microbiology 47:188-193.

Pelletier, É., I. Desbiens, P. Sargian, N. Côté, A. Curtosi et R. St-Louis. 2009. Présence des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les compartiments biotiques et abiotiques de la rivière et du fjord du Saguenay. Revue des Sciences de l'eau 22:235-251.

Perrin, W.F. et A.C. Myrick Jr. (Editors). 1980. Age determination of toothed whales and sirenians. Rep. Int. Whaling Comm., Spec. Issue 3, 229 p.

Peterson, C.H., S.D. Rice, J.W. Short, D. Esler, J.L. Bodkin, B.E. Ballachey et D.B. Irons. 2003. Long-term ecosystem response to the Exxon Valdez oil spill. Science 302:2082-2086.

Philippa, J.D.W., F.A. Leighton, P.Y. Daoust, O. Nielsen, M. Pagliarulo, H. Schwantje, T. Shury, R. Van Herwunen, B.E.E. Martina, T. Kuiken, M.W.G. Van De Bildt et A.D.M.E. Osterhaus. 2004. Antibodies to selected pathogens in free-ranging terrestrial carnivores and marine mammals in Canada. Veterinary Record 155:135-140.

Pippard, L. 1985 b. Status of the St. Lawrence River population of beluga, *Delphinapterus leucas*. Canadian Field Naturalist 99:438-450.

Pippard, L. 1985a. Patterns of movements of the St. Lawrence white whales. Canadian Wildlife Service & Parks Canada. Disponible auprès de l'Institut Maurice Lamontagne, C.P. 1000, 850, route de la Mer, Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4, Canada. 309 p.

Pippard, L. et H. Malcolm. 1978. White whales (*Delphinapterus leucas*). Observations on their distribution, population and critical habitats in the St. Lawrence and Saguenay rivers. Unpublished report prepared for Department of Indian and Northern Affairs, Parks Canada. Ottawa. 161 p.

Plourde, S., J.J. Dodson, J.A. Runge et, J.C. Therriault. 2002. Spatial and temporal variations in copepod community structure in the lower St. Lawrence Estuary, Canada. Marine Ecology Progress Series 230:211-224.

Plourde, S., P. Galbraith, V. Lesage, F. Grégoire, H. Bourdage, J.-F. Gosselin, I. McQuinn et M. Scarratt. 2014. Ecosystem perspective on changes and anomalies in the Gulf of St. Lawrence: a context in support to the management of the St. Lawrence beluga whale population. DFO Canadian Scientific Advisory Secretariat. Research Document 2013/129. v + 29 p. (Titre et résumé disponibles en français.)

Postma, L.D., S.D. Petersen, J. Turgeon, M.O. Hammill, V. Lesage et T. Doniol-Valcroze. 2012. Beluga whales in James Bay: a separate entity from Eastern Hudson Bay belugas? DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2012/074. iii + 23 p. (Titre et résumé disponibles en français.)

Ray, G. C. 1981. The role of large organisms. Analysis of Marine Ecosystems. A. R. Longhurst, Academic Press, London, UK: p. 397-413.

Reeves, R. R. et E. Mitchell. 1989. Status of white whales, *Delphinapterus leucas*, in Ungava Bay and Eastern Hudson Bay. Canadian Field Naturalist 103: 220–239.

Reeves, R.R. 1990. An overview of the distribution, exploitation and conservation status of belugas, worldwide. Pour l'avenir du béluga: Compte rendu du Forum international. J. Prescott et M. Gauquelin. Québec, Les Presses de l'Université du Québec: p. 47-58.

Reeves, R.R. et E. Mitchell. 1984. Catch history and initial population of white whales (*Delphinapterus leucas*) in the river and Gulf of St. Lawrence, eastern Canada. Canadian Field Naturalist 111:63-121.

Reeves, R.R. et E. Mitchell. 1987. Catch history, former abundance, and distribution of white whales in Hudson Strait and Ungava Bay. Le Naturaliste canadien 114:1-65.

Reeves, R.R. et E. Mitchell. 1988. Distribution and seasonality of killer whales in the eastern Canadian Arctic. Rit Fiskideildar 11:136-160.

Reeves, R.R. et S.K. Katona. 1980. Extralimital records of white whales (*Delphinapterus leucas*) in eastern North American waters. Canadian Field Naturalist 94:239-247.

Richard, P.R. 1991. Status of the belugas, *Delphinapterus leucas*, of southeast Baffin 2291 Island, Northwest Territories. Canadian Field Naturalist 105: 206-214. 2292.

Richard, P.R. 1993. Stocks of beluga, *Delphinapterus leucas*, in western and southern 2293 Hudson Bay. Canadian Field Naturalist 107: 524-532.

Richard, P.R. 2010. Stock definition of belugas and narwhals in Nunavut. DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2010/022. iv + 14 p. (Titre et résumé disponibles en français.)

Richard, P.R., A.R. Martin et J.R. Orr. 1997. Study of summer and fall movements and dive behaviour of Beaufort Sea belugas, using satellite telemetry: 1992-1995. Environmental Studies Research Fund Reports 134. 26 p + annexes.

Richard, P.R., M.-P. Heide-Jørgensen, J.R. Orr, R. Dietz et T.G. Smith. 2001. Summer and autumn movements and habitat use by belugas in the Canadian High Arctic and adjacent areas. Arctic 54:207–222.

Richardson, W. J., D. Thomson, C. Greene Jr et, C. Malme. 1995. *Marine Mammals and Noise.* Vol., Academic Press, San Diego, CA.

Rioux, È., V. Lesage, L.D. Postma, É. Pelletier, J. Turgeon, R.E.A. Stewart, G. Stern et M.O. Hammill. 2012. Use of stable isotopes and trace elements to determine harvest composition and wintering assemblages of belugas at a contemporary ecological scale. Endangered Species Research 18:179-191.

Robeck, T.R., S.L. Monfort, P.P. Calle, J.L. Dunn, E. Jensen, J.R. Boehm, S. Young et S.T. Clark. 2005. Reproduction, growth and development in captive beluga (*Delphinapterus leucas*). Zoo Biology 24:29-49.

Rolland, R.M., S.E. Parks, K.E. Hunt, M. Castellote, P.J. Corkeron, D.P. Nowacek, S.K. Wasser et S.D. Kraus. 2012. Evidence that ship noise increases stress in right whales. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 279:2363-2368.

Rugh, D.J., K.E.W. Shelden et R.C. Hobbs. 2010. Range contraction in a beluga whale population. Endangered Species Research 12:69-75.

Scarratt, M., S. Michaud, L. Measures et M. Starr. 2014. Phytotoxin analyses in St. Lawrence Estuary beluga. DFO Canadian Science Advisory Secretariat, Research Document 2013/124 v + 16 p. (Titre et résumé disponibles en français.)

Scheifele, P.M., S. Andrew, R.A. Cooper, M. Darre, F.E. Musiek et L. Max. 2005. Indication of a Lombard vocal response in the St. Lawrence River beluga. Journal of Acoustical Society of America 117:1486-1492.

Schreer, J.F. et K.M. Kovacs. 1997. Allometry of diving capacity in air-breathing vertebrates. Canadian Journal of Zoology 75:339-358.

Schuurs, A.H. et H.A. Verheul. 1989. Effect of gender and steroids on the immune response. Journal of Steroid Biochemistry 35:157-172.

Sears, R. et J. M. Williamson. 1982. A preliminary aerial survey of marine mammals for the Gulf of St. Lawrence to determine their distribution and relative abundance. Mingan Island Cetacean Study-Station de recherche des îles Mingan (MICS), Falmouth (Massachussetts) et Sept-Îles (Québec).

Selgrade, M.K. 2007. Immunotoxicity: the risk is real. Toxicology Sciences 100:328-332.

Sergeant, D.E. 1959. Age determination of odontocete whales from dentinal growth layers. Norsk Hvalfangsttid 48:273-288.

Sergeant, D.E. 1962. The biology and hunting of beluga or white whales in the Canadian Arctic. Fisheries Research Board of Canada, Arctic Unit 8:1-13.

Sergeant, D.E. 1973. Biology of white whales (*Delphinapterus leucas*) in western Hudson Bay. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 30:1065-1090.

Sergeant, D.E. 1986. Present status of white whales *Delphinapterus leucas* in the St. Lawrence Estuary. Le Naturaliste canadien 113:61-81.

Sergeant, D.E. et P.F. Brodie. 1969. Body size in white whales, *Delphinapterus leucas*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 26:2561-2580.

Sergeant, D.E. et P.F. Brodie. 1975. Identity, abundance, and present status of populations of white whales, (*Delphinapterus leucas*) in North America. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 32: 1047-1054.

Sergeant, D.E. et W. Hoek. 1988. An update of the status of white whales *Delphinapterus leucas* in the St. Lawrence Estuary, Canada. Biological Conservation 45:287-302.

Shelden, K.E.W., J.R. David, B.A. Mahoney et M.I. Dalheim. 2003. Killer whale predation on belugas in Cook inlet, Alaska - Implications for a depleted population. Marine Mammal Science 19:529-544.

Smith, A., P. Richard, J. Orr et S. Ferguson. 2007. Study of the use of the Nelson Estuary and adjacent waters by beluga whales equipped with satellite-linked radio transmitters: 2002-2005. June 2007 Final Report to Manitoba Hydro. 45 p.

Smith, T.G. et A.R. Martin. 1994. Distribution and movements of belugas, *Delphinapterus leucas*, in the Canadian High Arctic. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51:1653-1663.

Smith, T.G. et M.O. Hammill. 1986. Population estimates of white whale, *Delphinapterus leucas*, in James Bay, Eastern Hudson bay, and Ungava Bay. 2364 Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 43(10): 1982-1987

Smith, T.G., M.O. Hammill et A.R. Martin. 1994. Herd composition and behaviour of belugas, *Delphinapterus leucas*, in two Canadian Arctic estuaries. Meddelelser om Grøenland Bioscience 39:175-184.

Smolker, R.A., J. Mann et B.B. Smuts. 1993. Use of signature whistles during separations and reunions by wild bottlenose dolphin mothers and infants. Behavioral Ecology and Sociobiology 33:393-402.

SOM. 2007. Étude auprès des plaisanciers navigants dans le parc marin Saguenay-Saint-Laurent, Rapport final présenté à Parcs Canada, Service de la recherche en sciences sociales, Centre de services du Québec. 63 p.

St. Aubin, D.J., T.G. Smith et J.R. Geraci. 1990. Seasonal epidermal molt in beluga, *Delphinapterus leucas*. Canadian Journal of Zoology 68:359-367.

Stewart, B.E. et R.E. Stewart. 1989. *Delphinapterus leucas*. Mammalian Species 336:1-8.

Stewart, R.E.A., S.E. Campana, C.M. Jones et B.E. Stewart. 2006. Bomb radiocarbon dating calibrates beluga (*Delphinapterus leucas*) age estimates. Canadian Journal of Zoology 84:1840-1852.

Suydam, R.S. 2010. Age, growth, reproduction and movements of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the eastern Chukchi Sea, University of Washington. Thèse de doctorat.

Suydam, R.S., L.F. Lowry, K.J. Frost, G.M. O'Corry-Crowe et D. Pikok, Jr. 2001. Satellite tracking of eastern Chukchi Sea beluga whales into the Arctic Ocean. Arctic 54: 237–243.

Taber, S. et P. Thomas. 1982. Calf development and mother-caif spatial relationships in southern right whales. Animal Behaviour 30:1072-1083.

Taubenberger, J.K., M. Tsai, A.E. Kraft, J.H. Lichy, A.H. Reid, R.Y. Shulman et T.P. Lipscomb. 1996. Two morbilliviruses implicated in bottlenose dolphin epizootics. Emerging Infectious Diseases 2:213-216.

Theriault, G., G. Gibbs et C. Tremblay. 2002. Cancer in belugas from the St. Lawrence estuary. Environmental Health Perspectives 110:A562.

Tomilin, A.G. 1967. Mammals of the U.S.S.R. and adjacent countries. Volume IX, Cetacea. Izdatel'stvo Akademi Nauk SSSR, Moscow. Traduit du russe. Israël Program for Scientific. Translation, Jerusalem, 1967. Disponible auprès de l'Institut Maurice Lamontagne, C.P. 1000, 850, route de la Mer, Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4, Canada. 717 p.

Tremblay, R. 1993. Iroquoian Beluga Hunting on île Verte. p. 121-137. *In* J.F. Pendergast et C. Chapdelaine (eds.) Essays in St. Lawrence Iroquoian Archaeology. Occasional Papers in Northeastern Archaeology 8. Copetown Press, Dundas, Ontario. 161 p.

Truchon, M.-H., L. Measures, V. L'Hérault, J.-C. Brêthes, P.S. Galbraith, M. Harvey, S. Lessard, M. Starr et N. Lecomte. 2013. Marine mammal strandings and environmental changes: a 15-year study in the St. Lawrence ecosystem. PLoS ONE 8:e59311.

Turgeon, J., P. Duchesne, G.J. Colbeck, L.D. Postma et M.O. Hammill. 2012. Spatiotemporal segregation among summer stocks of beluga (*Delphinapterus leucas*) despite nuclear gene flow: implication for the endangered belugas in eastern Hudson Bay (Canada). Conservation Genetics 13:419-433.

Tyack, P.L. 2008. Implications for marine mammals of large-scale changes in the marine acoustic environment. Journal of Mammalogy 89:549-558.

Tyack, P.L. et C.W. Clark. 2000. Communication and acoustic behavior of dolphins and whales. p. 156-224. in W.W.L Au et R.R Fay (eds.). Hearing by whales and dolphins, Springer, New York.

Van Dolah, F.M. 2000. Marine algal toxins: Origins, health effects, and their increased occurrence. Environmental Health Perspectives 108:133-141.

Villeneuve, S. et L. Quilliam. 1999. Les risques et les conséquences environnementales de la navigation sur le Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-188. Centre Saint-Laurent. Montréal (Québec). 160 p.

Vladykov, V.D. 1944. Études sur les mammifères aquatiques. III. Chasse, biologie et valeur économique du marsouin blanc ou béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve et du golfe du Saint-Laurent. Département des Pêcheries, Province du Québec. 194 p.

Vladykov, V.D. 1946. Études sur les mammifères aquatiques. IV. Nourriture du marsouin blanc (*Delphinapterus leucas*) du fleuve Saint-Laurent. Département des Pêcheries, Province du Québec Numéro 17. 119 p.

Watts, P.D., B.A. Draper et J. Henrico. 1991. Preferential use of warm water habitat by adult beluga whales. Journal of Thermal Biology 16:57-60.

Wild Species. 2010. Wild Species General Status. Site Web : www.wildspecies.ca [consulté le 14 avril 2014]

Wright, A.J. 2009. Report of the workshop on assessing the cumulative impacts of underwater noise with other anthropogenic stressors on marine mammals: From ideas to action. Okeanos-Foundation for the Sea 26-29.

WSP Canada Inc.. 2014. Risk assessment for marine spills in Canadian waters. Phase 1: Oil spills South of 60th Parallel. Prepared for Transport Canada. Report number 131-17593-00. (Également disponible en français : WSP Canada Inc. 2014. Évaluation des risques liés aux déversements dans les eaux canadiennes – Phase 1 : déversements d'hydrocarbures au sud du 60^{e} parallèle. Préparé pour Transports Canada. Numéro de rapport : 131-17593-00.)

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTRICES DU RAPPORT

Katy Gavrilchuk est une biologiste ayant signé un contrat avec le groupe de recherche sur les mammifères marins de Pêches et Océans Canada. Elle a récemment achevé à l'Université Laval, un mémoire de maîtrise sur le partitionnement des niches trophiques de quatre espèces de rorquals du golfe du Saint-Laurent à la suite de l'effondrement des stocks de poissons de fond. Elle travaille depuis 2007 à titre de biologiste de terrain pour la Station de recherche des îles Mingan, organisation sans but lucratif du Québec.

Depuis 14 ans, Véronique Lesage travaille à l'Institut Maurice-Lamontagne de Pêches et Océans Canada, au Québec, en tant que chercheuse responsable de la recherche sur l'écologie des cétacés, en particulier les espèces en péril. Elle étudie le béluga et d'autres mammifères marins depuis 25 ans. Mme Lesage (Ph.D.) a été membre du comité de conseillers scientifiques de la Society for Marine Mammalogy de 2008 à 2014. Elle est membre d'Arcticnet et de Québec Océan. Elle occupe le poste de professeur associé à l'Université Laval et à l'Université du Québec à Rimouski (UQAR). La plupart de ses travaux portent sur les populations, l'écologie et le comportement du béluga et des cétacés à fanons. Ses études sur le béluga du Saint-Laurent, passées et en cours, sont axées sur l'examen des effets du bruit artificiel sur la communication, l'exposition au bruit dans l'habitat de prédilection, l'écologie trophique, l'utilisation de l'habitat et la dynamique de la population des bélugas. Elle est l'auteure principale de trois évaluations du statut et de la biologie des bélugas de l'ESL, notamment de celle préparée pour le COSEPAC en 1998, ainsi que de l'évaluation récente menée par le MPO en 2013. Elle a publié dans des publications scientifiques de base une trentaine d'articles sur les nombreux aspects de la recherche sur les phoques et les baleines de l'Arctique et des régions tempérées, et près de 50 rapports et documents de consultation pour le MPO, dont la moitié porte précisément sur les bélugas de l'Arctique ou de l'ESL.